



**UNIVERSIDAD PEDAGÓGICA Y TECNOLÓGICA DE COLOMBIA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS-POSGRADO  
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**ESTRUCTURA MORFO-FUNCIONAL Y TAXONÓMICA DE LOS ARRECIFES  
CORALINOS EN LA ZONA DE SOTAVENTO DE LA ISLA DE SAN ANDRÉS,  
CARIBE COLOMBIANO**

Requisito para optar el título de Magister en Ciencias Biológicas

ISABELLA GONZÁLEZ GAMBOA

Tunja  
Junio, 2019



**UNIVERSIDAD PEDAGÓGICA Y TECNOLÓGICA DE COLOMBIA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS-POSGRADO  
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**ESTRUCTURA MORFO-FUNCIONAL Y TAXONÓMICA DE LOS ARRECIFES  
CORALINOS EN LA ZONA DE SOTAVENTO DE LA ISLA DE SAN ANDRÉS,  
CARIBE COLOMBIANO**

Requisito para optar el título de Magister en Ciencias Biológicas

ISABELLA GONZALEZ GAMBOA

ADRIANA SANTOS MARTINEZ  
Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe  
Grupo de investigación Estudios Ambientales del Caribe

YIMY HERRERA MARTINEZ  
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia  
Grupo de investigación Manejo Integrado de Ecosistemas y Biodiversidad - XIUÂ

Tunja  
Junio, 2019

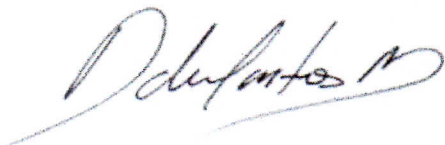
## CERTIFICADO DE ORIGINALIDAD

Adriana Santos Martínez Doctora en Ciencias, directora de la sede Caribe de la Universidad Nacional de Colombia y Yimy Herrera Martínez Doctor en Ciencias-Biología, coordinador del grupo de investigación Manejo Integrado de Ecosistemas y Biodiversidad - XIUÂ y docente de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

### CERTIFICA:

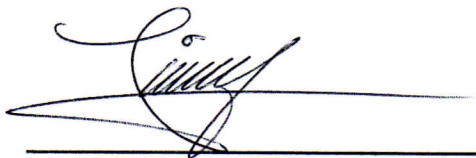
Que el trabajo de grado realizado bajo mi dirección por **Isabella González Gamboa** titulado "ESTRUCTURA MORFO-FUNCIONAL Y TAXONÓMICA DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN LA ZONA DE SOTAVENTO DE LA ISLA DE SAN ANDRÉS, CARIBE COLOMBIANO", reúne las condiciones de originalidad requeridas para optar al título de **Magister en Ciencias Biológicas** otorgado por la **Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia**.

Y para que así conste, firmo (o firmamos) la siguiente certificación en ciudad, fecha.



---

Adriana Santos Martínez PhD  
Directora  
Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe  
Grupo de investigación Estudios Ambientales del Caribe



---

Yimy Herrera Martínez PhD  
Codirector  
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia  
Grupo de investigación Manejo Integrado de Ecosistemas y Biodiversidad -  
XIUÂ

---

Adriana Santos Martínez PhD  
Directora

---

Yimy Herrera Martínez PhD  
Co-director

---

José Ernesto Mancera Pineda PhD  
Jurado 1

---

Guillermo Duque Nivia PhD  
Jurado 2

***A Dios mi guía, mi familia y a los hermosos lugares de Colombia.***

## **Agradecimientos**

A la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe en especial a mi directora Adriana Santos Martínez por brindarme su valiosa información de años de esfuerzo y la confianza depositada en mí para darme su apoyo en el desarrollo de mi tesis. A los profesores Amilcar Cupul y Paola Rodríguez de la Universidad de Guadalajara - Centro Universitario de la Costa, Puerto Vallarta – México, quienes llevaron a cabo la colecta de datos con la colaboración del buzo Manuel Angarita de Land Divers. Agradecimiento también al profesor Fabián Alejandro Rodríguez Zaragoza y los estudiantes del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, División de Ciencias Biológicas y Ambientales - Departamento de Ecología de la Universidad de Guadalajara quienes cuantificaron los transectos.

A la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia con el estímulo económico joven investigador 2017 con el proyecto “Uso de hábitat de una familia de peces marinos según su estado ontogénico en los ecosistemas costeros de la isla de San Andrés - Mar Caribe” con código SGI 2060.

A Loria Corpus Pomare y Franklin Backman Powell por su hospitalidad y amistad en mis estadías en San Andrés. A Alejandro Abril por sus asesorías en el reconocimiento de los datos y el análisis estadístico. Al grupo de investigación XIUÂ y sus integrantes Nayibe Castiblanco, Yesica Gonzalez, Mabel Pimiento, Juana Andrade y todos aquellos que hacen parte de este valioso equipo por sus asesorías académicas y su amistad. A mi grupo de amigos especialmente Fabián Silva, Angélica Quintero, Leidy Gamboa y hermanas Gonzalez Ruiz quienes moral y económicamente me colaboraron bastante.

Por último y especialmente a mi familia, mi mama Rosa quien me apoyo en todas mis decisiones aun a veces sin entender mi proceso, pero siempre con las palabras apropiadas para darme ánimo y seguir adelante. A mi papa José quien estuvo siempre orgulloso de mí y me daba animo con pocas pero muy sentidas palabras. A mi hermana Daniela, mi amiga y confidente de las buenas y malas acciones que pude haber cometido y quien fue mi paño de lágrimas por todos estos años. A mi hermano José David quien aun en la distancia me apoyo en los momentos más duros del camino y siempre estuvo ahí para apoyarme en cada caída. A Yesid Gonzalez mi novio, amigo y confidente quien me apoyo académica, económica y moralmente en el desarrollo de mi tesis.

Darle infinitas gracias al profesor Yimy Herrera Martínez, quien desde mis primeros semestres de carrera de pregrado me estuvo enseñando sobre biología y la vida y a Zully Ojeda quien es como una segunda mamá y a quien aprecio profundamente cada consejo que me brindo.

Si por alguna razón deje de mencionar a alguien me disculpo, pero espero sepan que cada grano de esfuerzo y tiempo serán recompensados.

## Tabla de Contenido

1. Capítulo I. ....	1
1.1. RESUMEN EJECUTIVO .....	2
1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	2
1.3. JUSTIFICACIÓN .....	4
1.4. MARCO CONCEPTUAL .....	6
1.5. ESTADO DEL ARTE .....	10
1.6. OBJETIVO GENERAL .....	12
1.7. OBJETIVOS ESPECIFICOS .....	12
1.8. METODOLOGÍA .....	12
1.8.1. Área de estudio.....	12
1.8.2. Métodos.....	15
1.8.2.1. Peces .....	15
1.8.2.2. Arrecifes de coral .....	16
1.8.2.3. Análisis numérico .....	18
1.9. BIBLIOGRAFIA .....	18
2. Capítulo II. Artículo I .....	26
3. CONCLUSIONES GENERALES .....	38
4. ANEXOS .....	39



## **Índice de Figuras**

Figura 1. Precipitación mensual en la isla de San Andrés para el año 2013. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM). .....	13
Figura 2. Precipitación mensual en la isla de San Andrés para el año 2013. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM). .....	13
Figura 3. Temperatura media y máxima para el año 2013 en la isla de San Andrés. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM) .....	14
Figura 4. Temperatura media y máxima para el año 2014 en la isla de San Andrés. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM) .....	14
Figura 5. Sitios de estudio en la isla de San Andrés, Colombia y su localización en el mar Caribe. (Fuente: Modificado de IGAC) .....	15
Figura 6. Buzo en censo de peces. Tomado de WWF, 2006; autor Álvaro Hernández. ....	16
Figura 7. Procedimiento para la localización de los transectos para el muestreo de corales. Tomado de CARICOMP, 2001. ....	17

## **Índice de Tablas**

Tabla 1. Categorías iniciales de las tallas de los peces. Tomado de WWF, 2006. ....	16
---	----

## **Índice de Anexos**

Anexo 1. Guía de utilizada para el registro de peces arrecifales (WWF, 2016).39	
Anexo 2. Formato toma de información peces por talla en los arrecifes. ....	40



## **1. Capítulo I.**

## 1.1. RESUMEN EJECUTIVO

La isla de San Andrés es uno de los lugares con mayor desarrollo de arrecifes coralinos del Caribe, sin embargo, debido al deterioro recurrente de estos ecosistemas, estos se han disminuido en diversidad y complejidad estructural. El objetivo de este trabajo fue describir la diversidad taxonómica y estructura morfo-funcional de los arrecifes coralinos en la zona de sotavento de la isla de San Andrés y la abundancia de peces pargos (Lutjanidae) presentes en relación a algunas variables como la profundidad y la temperatura. Para ello, se analizaron datos de arrecifes realizados en tres sitios, durante dos años (2013-2014), de cobertura de coral duro (%), cobertura de coral blando (%), otra biota mediante transectos, abundancia de pargos a partir de censos visuales y medición de variables ambientales. Se encontró una baja densidad general de pargos, sin embargo, los juveniles de *L. apodus* y *L. mahogoni*, fueron los más abundantes y mostraron una preferencia por arrecifes con corales submasivos y cerebrales. Las macroalgas y octocorales, tuvieron mayor cobertura, seguido de sustratos inertes; mientras que los corales fueron dominados por especies con amplia distribución, como *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides*. Los corales frágiles más abundantes fueron los digitiformes. Se concluyó que existe una mayor densidad de pargos principalmente juveniles donde hay mayor variedad de grupos morfo-funcionales coralinos, y no necesariamente en sitios con mayor cobertura de coral. Además, los pargos adultos se asociaron con zonas de octocorales. Esto demuestra que la diversidad morfo-funcional es un factor importante en la permanencia de los pargos.

## 1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El mar Caribe es reconocido por sus aguas claras y de temperatura cálida constante que son propicias para el establecimiento de grandes zonas de arrecifes coralinos que contienen alta diversidad de especies, pero sensibles a los impactos de origen antropogénico directos como contaminación o indirectos por cambio climático, que se están incrementando con el tiempo (Ellis *et al.*, 2013). Debido a esto, se ha observado la pérdida de especies y reducción de la complejidad topográfica del arrecife, por alteración de los grupos morfo-funcionales de corales (Alevizon & Porter, 2015). La modificación de la arquitectura arrecifal conduce a cambios de los componentes bióticos como invertebrados y peces; generando efecto cascada sobre otros niveles tróficos de estos ecosistemas (Alvarez-Filip *et al.*, 2015). Surge entonces la necesidad de evaluar la estructura arrecifal de los corales y peces, como pargos de importancia ecológica y comercial para la región.

Los arrecifes de coral están entre los ecosistemas costeros más sensibles a los cambios globales y efectos antrópicos y desde comienzos del 2000, se ha observado un deterioro en la estructura de los arrecifes coralinos del Caribe, por efecto de varios factores, que se han vuelto más frecuentes e intensos (Wilkinson, 2000; Sala *et al.*, 2017). Entre ellos están los huracanes, calentamiento,

blanqueamiento, contaminación por descarga de aguas residuales, extracción de coral, sedimentación, actividades náuticas y sobrepesca. Estos factores incrementan la mortalidad coralina, liberando espacio en los arrecifes, que muchas veces es aprovechado por especies de crecimiento más rápido, donde permanecen aquellas más resistentes. Por ejemplo, en los arrecifes de la región se observó una reducción de especies de corales sensibles como *Acropora cervicornis* y *A. palmata*; que han sido remplazados por especies con plasticidad morfológica y tolerantes a la sedimentación, como *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* (Mora, Graham, & Nyström, 2016). El espacio disponible por muerte coralina, además de beneficiar otros corales, también favorece a las macroalgas; que ocupan más del 30% en los arrecifes del Caribe (Birrell, McCook, & Willis, 2005; McCook *et al.*, 2001).

A causa de estos factores de deterioro; aunado al dominio de las macroalgas y los sustratos inertes; la complejidad estructural del arrecife ha disminuido, pasando a sistemas con pocos grupos morfo-funcionales y abundantes especies resistentes y/o resilientes del mismo rol ecológico (Nagelkerken *et al.*, 2000; Darling *et al.*, 2012). Esta homogenización del ecosistema desde la perspectiva de los grupos morfo-funcionales permite comprender mejor las relaciones ecológicas existentes, ya que los estudios de diversidad taxonómica, subestiman la pérdida de las funciones ecológicas de cada grupo coralino dentro del arrecife en el tiempo (Mora, Graham, & Nyström, 2016).

El deterioro y la homogenización de los arrecifes tiene efecto sobre otras comunidades como los peces y se ha observado que la diversidad íctica cambia cuando disminuye la diversidad coralina (Muallil *et al.*, 2015). Organismos como los pargos, especies de la familia Lutjanidae se ven afectados por un ecosistema de arquitectura simple, ya que esto influye en la reducción de probabilidad de encontrar alimento o pasar a etapa adulta, dado que en alguna etapa de desarrollo son dependientes del arrecife. Por ejemplo, algunas especies de pargos en etapa juvenil, se refugian en cavidades de los corales cuando los manglares y los pastos marinos están reducidos, y en etapa adulta consumen crustáceos que son su principal fuente de recursos junto con peces pequeños y moluscos (Aschenbrenner *et al.*, 2016).

La falta de ecosistemas complejos y el aislamiento de formaciones coralinas no solo afecta su parte alimentaria sino también su reclutamiento, como es el caso de los parches de arrecife más alejados entre sí, las distancias que recorren las larvas son más largas, siendo más propensos a la depredación (Claro & Lindeman, 2008; Castro-Triana & Pereira-Chaves, 2016).

Los pargos son un importante recurso pesquero, los cuales se han sobrepescado así como otras especies (Santos-Martínez *et al.*, 2013), que junto con los factores del arrecife anteriormente mencionados, seguirán reduciendo significativamente su presencia y abundancia. Esto se ve reflejado no solo en este grupo de peces sino

en otros como moluscos y crustáceos, entre otros, que también son objetivos de pesca en los diferentes lugares del Caribe (Rogers *et al.*, 2014).

En estudios se ha demostrado que la diversidad taxonómica ha bajado en el transcurso de los años especialmente en zonas someras cercanas a la costa, donde hay mayor incidencia de actividades antrópicas como la descarga de aguas residuales, sobrepesca, deportes náuticos y extracción de recursos como arenas (Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, 2000). Debido a esto, en la isla, la diversidad arrecifal está dominada por corales masivos y submasivos de los géneros *Siderastrea* y *Monstatraea*, por octocorales generalmente de ramificación pinada y algas, siendo este último grupo dominante entre la biota existente. Esto demuestra la baja diversidad de grupos morfo-funcionales coralinos en la isla, lo cual impacta en otras comunidades como los peces especialmente los de interés comercial quienes, además, han estado expuestos a fuerte presión pesquera como los pargos que representan el 15% de la pesca artesanal de la isla y su reducción no solo afecta la ecología sino la economía de la isla (Santos-Martínez *et al.*, 2013).

Bajo las condiciones descritas, este trabajo pretende determinar si la estructura taxonómica y de coberturas de los arrecifes de San Andrés en la zona de sotavento cambió entre algunos años del siglo pasado (1998,1999, 2000) y de este siglo (2005, 2014, 2015) y si esta estructura está relacionada con la abundancia de los pargos (Lutjanidae).

Por tanto, la pregunta planteada fue: ¿Existe variación espacio-temporal en la estructura morfo-funcional y taxonómica de los arrecifes coralinos en la zona de sotavento de la isla de San Andrés y su relación con la profundidad, la temperatura, versus la abundancia de pargos?

Las hipótesis formuladas fueron: 1) la intervención antropogénica continua y creciente en los arrecifes de la zona de sotavento de la isla de San Andrés, producirá un cambio en la cobertura de coral, hacia dominancia de coberturas de corales resistentes a la sedimentación y de rápido crecimiento dominaran y 2) se espera que la densidad de los pargos sea baja debido a la falta de complejidad del coral.

### **1.3. JUSTIFICACIÓN**

La degradación de los arrecifes de coral es un fenómeno global que se debe a factores como enfermedades, huracanes, floraciones de algas e impactos antropogénicos causados, principalmente, por el turismo (Eastwood *et al.*, 2017). Debido a esto, muchos ecosistemas del Caribe han perdido características y funciones importantes como resultado de la reducción de la biodiversidad, lo que se ha intensificado con el paso de los años (Mora, Graham, & Nyström, 2016). Sin embargo, esta pérdida, casi siempre reportada por especies taxonómicas, ha

hecho que se subestime el papel de la complejidad estructural de los arrecifes de coral (Alvarez-Filip *et al.*, 2015). Además, no se ha tenido en cuenta como la pérdida de estructura morfo-funcional del arrecife influye en otros organismos de interés ecológico y comercial como pargos. Esto demuestra una falta en la información respecto a las relaciones arrecife-peces, especialmente en islas del Caribe como San Andrés en Colombia

Varios de los arrecifes del mundo y del Caribe tienen gran heterogeneidad de especies que pertenecen a un mismo grupo funcional, lo que conlleva a que desarrollen el mismo rol, ósea que haya redundancia ecológica. Esto permite que los arrecifes sean vulnerables a un mismo tipo de efecto negativo. En el Caribe la mayoría de la rugosidad estructural la proveían especies de *Acropora cervicornis* y *A. palmata*, los cuales al ser frágiles a los huracanes y al calentamiento de las aguas por cambio climático desaparecieron casi completamente, disminuyendo significativamente la complejidad de los arrecifes (Nyström *et al.* 2000; Darling *et al.* 2013; Rogers *et al.* 2014). Esto indica que la estructura taxonómica no es suficiente para comprender las relaciones ecológicas en los arrecifes y su resistencia a factores impactantes, sino que es necesario desde otro enfoque estructural representado en grupos morfo-funcionales; ya que el arrecife y su resistencia depende de varias especies que cumplan diferentes roles funcionales especializados (Pratchett *et al.* 2008; Alvarez-Filip *et al.* 2009; Rogers *et al.* 2014). Por medio de la determinación de grupos morfo-funcionales (los cuales se definen por las características morfológicas y funcionales de las especies de corales, sustratos y otra biota) se puede evaluar el estado de los arrecifes y su resistencia (CARICOMP, 2001; Alvarez-Filip *et al.*, 2011). Cuando hay pocos grupos morfo-funcionales se puede inferir que un arrecife está pasando por un proceso de homogenización, donde los arrecifes son dominados por especies resistentes, por ejemplo, *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides* que tiene plasticidad fenotípica o por otros grupos que se favorecen como los octocorales y las macroalgas (Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Vidal *et al.*, 2005, Darling, 2012).

La dominancia de pocos grupos que lleva a la homogenización de los arrecifes de coral, puede provocar alteraciones en otros componentes bióticos que usan estos ecosistemas como los peces. A nivel ecológico la baja presencia de variados grupos morfo-funcionales puede llevar a la intensificación de interacciones ecológicas como la depredación y la competencia, sobre todo en peces que dependen del arrecife para su refugio y alimentación como los pargos (Pratchett *et al.* 2008; Forrester and Steele 2013). En el transcurso del tiempo, en que los arrecifes se vuelvan menos complejos, habrá menos refugio de los peces en etapas vulnerables y la competencia por recursos se volverá más alta ya que aumenta la exposición y los encuentros entre competidores.

Los pargos son peces de importancia comercial para la región Caribe. Los lutjanidos son depredadores que tanto en etapa juvenil como adulta se alimentan de crustáceos, moluscos y otras especies menores. Tanto los pargos como sus

presas utilizan los arrecifes como refugio (dependiendo de la etapa de desarrollo), de tal manera que la estructura taxonómica de los arrecifes, al parecer, no es relevante para su diversidad y abundancia; como si lo puede ser la estructura morfológica del arrecife (Claro & Lindeman, 2008). En arrecifes coralinos menos alterados la complejidad estructural ofrece mayor variedad de hábitats como cuevas, platos, grietas entre otros (Castro-Triana & Pereira-Chaves, 2016). Cambios en determinado grupo morfo-funcional como su ausencia o abundancia podría posiblemente afectar estos grupos tróficos de los arrecifes coralinos, afectando directa o indirectamente a los pargos (Alvarez-Filip, Dulvy, Côté, Watkinson & Gill, 2011).

Los arrecifes de Caribe han pasado por varios eventos negativos, sin embargo, uno de los más importantes son los factores antrópicos como el turismo. Debido a las playas blancas de varias zonas e islas del Caribe, estas han sido punto de turismo intensivo con varias afectaciones a nivel ecológico, económico y social; una de ellas la isla de San Andrés en Colombia (Santos-Martínez, Hinojosa, & Sierra-Rozo, 2009; James-Cruz & Márquez-Calle, 2011). En San Andrés, las actividades turísticas más comunes son el baño, careteo, buceo y deportes náuticos, los cuales mal practicados, afectan los arrecifes, reflejándose con la disminución de cobertura de coral vivo y el aumento de cobertura algal que se aprecia al comparar estudios hechos en los finales de la década de los noventa (Garzón Ferreira, 2000; Garzón-Ferreira & Rodríguez-Ramírez, 2010).

Estas disminuciones repercuten tanto en la ecología como en la economía de la isla. Los servicios que brindan los arrecifes y los demás ecosistemas costeros departamento archipiélago de San Andrés es del 57% de su producto interno bruto (Sánchez Jabba, 2012). Esta isla atrae a turistas que generalmente, son los que hacen uso de estos ecosistemas, por ejemplo, en el año 2017 la cantidad de turistas que visitaron la isla sobrepasó el millón (1'050.763). Esta cantidad hace que la isla este en constante impacto tanto por el uso excesivo de sus recursos como por la generación de residuos, especialmente las aguas residuales (El Isleño, 2018; Gavio *et al.*, 2010) y el uso inadecuado de los ecosistemas.

Por tanto, estudiar los impactos de los arrecifes en las zonas donde más se desarrollan actividades turísticas y otras actividades contaminantes en el tiempo, no solo por especie sino por su estructura morfo-funcional, permite observar mejor los cambios de estos ecosistemas (Alvarez-Filip, Dulvy, Côté, Watkinson & Gill, 2011; Alevizon & Porter, 2015).

#### **1.4. MARCO CONCEPTUAL**

El Caribe es reconocido por sus aguas claras y de temperatura cálida constante que son propicias para el establecimiento de grandes zonas arrecifales. Sin embargo, los arrecifes de coral contienen especies coloniales frágiles a los cambios externos del ecosistema los cuales en los últimos años han sido más



constante e intensos. Debido a esto, la pérdida de estos ecosistemas se ha registrado en la reducción o desaparición de especies taxonómicas localmente, uno de los factores más recientemente estudiados es la reducción de complejidad topográfica del arrecife especialmente la pérdida de grupos morfo-funcionales de corales como los corales hermatípicos formadores del hábitat (arrecife).

La arquitectura del arrecife es determinante en el sistema abiótico para la modelación física de un ecosistema, la resistencia al oleaje, la formación de playas y bióticamente la presencia de invertebrados sésiles y vágiles; y de vertebrados como los peces. Peces de interés comercial como los pargos (Lutjanidae) son uno de los grupos que dependen de un ecosistema morfo-funcionalmente diverso (Darling *et al.* 2013).

Estos lugares están conformados por una gran cantidad de especies de corales y biota acompañante que hacen de estos ecosistemas uno de los más productivos y diversos del planeta. Las extensiones arrecifales del caribe se encuentran al sur desde Rio de Janeiro en Brasil hasta el norte de Miami (Florida) y algunas pocas zonas de Bermuda (Wilkinson, 2000). Las características físicas y geológicas que poseen estas zonas han producido una variedad de formas arrecifales que permite el establecimiento de diferentes especies de corales. Entre ellas están los arrecifes franjeantes, desarrollándose directamente a lo largo del borde de la costa, los arrecifes de barrera los cuales se desarrollan paralelo a la costa y están separados por una gran laguna, los atolones que generalmente son de forma circular y su origen proviene del hundimiento de una isla volcánica y los arrecifes de plataforma que se desarrollan aisladamente en la plataforma continental (Díaz *et al.*, 2000). Varias de las especies de corales se establecen dependiendo de su morfología, profundidad de la zona y espacio disponible.

Los arrecifes de coral contienen aglomeraciones de especies coloniales frágiles a los cambios externos del ecosistema. Hay diferentes causas tanto naturales como antrópicas que pueden afectar a los arrecifes entre ellas están los huracanes, las enfermedades, el calentamiento global, la descarga de aguas residuales que aumentan los nutrientes del agua, la sobrepesca, las actividades turísticas, entre otras (Mora, Graham, & Nyström, 2016; Díaz *et al.*, 2000). Debido a la fragilidad intrínseca de los corales en los últimos años han permanecido especies coralinas que son resistentes a los cambios tanto naturales como antrópicos, mientras que las demás especies han disminuido drásticamente sus poblaciones o están prácticamente desaparecidas. Las especies que aún permanecen son colonias de *Siderastrea siderea*, *Agaricia agaricites* y *Diploria strigosa* y en algunos sitios *Montastraea franksi*. En arrecifes de mayor profundidad está presente especies de morfología más compacta como *M. annularis* seguidas de *Agaricia* spp., *M. faveolata* y *S. siderea* (Garzón-Ferreira & Rodríguez-Ramírez, 2010).

Aunque la pérdida de estos ecosistemas se ha registrado en la reducción o desaparición de especies taxonómicas localmente, uno de los factores más

recientemente estudiados es la pérdida de complejidad topográfica del arrecife especialmente la pérdida de grupos morfo-funcionales de corales como los corales hermatípicos formadores del hábitat (arrecife). Los grupos morfo-funcionales son una categorización empleada basada en las características morfológicas y funcionales de las especies de corales, sustratos y otra biota con las cuales se pueden determinar patrones a mayor escala que a especie (CARICOMP, 2001; Alvarez-Filip *et al.*, 2011). En estudio de los grupos morfo-funcionales de un arrecife permite determinar el cambio que se produce no solo al perder una especie sino una función que se desempeñaba en el arrecife.

Muchos de los arrecifes del Caribe son abundantes de especies que pertenecen a un mismo grupo morfo-funcional que los hace resistentes a efectos negativos constantes, por ejemplo, las colonias de corales masivos, como se mencionó anteriormente (Darling *et al.*, 2012). Esto demuestra que los arrecifes están dominados por especies resistentes y/o resilientes o de biota con alta capacidad de colonización como lo son los octocorales y las macroalgas. Estos grupos se han favorecido por los efectos antrópicos como el enriquecimiento de las aguas por descarga de aguas residuales, la sobrepesca de peces carnívoros y herbívoros, los cuales aprovechan la muerte de coral y la poca disminución de abundancia porque no hay consumidores para establecerse (Birrell, McCook, & Willis, 2005).

La homogenización de los arrecifes se ha dado de manera gradual pero acelerada por el efecto del hombre en la potencialización de los efectos en muchas islas del Caribe, una de ellas la Isla de San Andrés. Finalizando la década de los noventa, especies como *A. cervicornis*, *A. palmata*, *M. annularis* y otras eran abundantes en la isla, cuando se realizó una de las mejores revisiones de las áreas coralinas de Colombia, sin embargo, en el transcurso de las décadas la cantidad de coral duro ha bajado notablemente y ha aumentado la cantidad de algas especialmente frondosas como *Lobophora variegata* y algas calcáreas entre las que sobresale el género *Halimeda* spp. y octocorales como *Antillologorgia* spp. y *Plexaura* spp. (Díaz *et al.*, 2000; Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2005; Vega-Sequeda *et al.*, 2015). Corales que están a menor profundidad o que por distancia están más cerca a recibir efectos negativos de las zonas costeras son uno de los grupos más afectados por las algas y la sedimentación.

La arquitectura del arrecife es determinante en el sistema abiótico para la modelación física de un ecosistema, la resistencia al oleaje, la formación de playas y bióticamente la presencia de invertebrados sésiles y vágiles; y de vertebrados como los peces. Peces de interés comercial como los pargos (Lutjanidae) son uno de los grupos que dependen de un ecosistema morfo-funcionalmente diverso (Pérez España, 2003; Claro & Lindeman, 2008). Estos peces dependientes en alguna o toda su etapa de desarrollo de los ecosistemas costeros, lo cual varía entre especies. En general, los juveniles, reconocidos por su pequeño tamaño, permanecen habitualmente en los hábitats de manglar conformados generalmente por mangle rojo y praderas de pastos marinos, considerados hábitats de crianza y

transición; en tanto que los adultos permanecen en los arrecifes de coral y en zonas rocosas a mayor profundidad siendo típicamente peces pelágicos encontrándose en mar abierto, algunas veces, incluso a más de 100 m de profundidad (Aschenbrenner, Hackradt, & Ferreira, 2016; Claro & Lindeman, 2008; Mumby *et al.*, 2004).

Se ha descrito que al menos cuatro especies de pargos de las reportadas en la isla (*O. chrysurus*, *L. analis*, *L. apodus* y *L. mahogoni*) dependen de la presencia de manglares, praderas de pastos marinos y arrecifes para la época de cría (Dorenbosch, Van Riel, Nagelkerken, & Van Der Velde, 2004, Sierra-Rozo *et al.*, 2012), donde usan los manglares como biotopo de refugio durante el día y en la noche las praderas de pastos marinos puesto que allí, encuentran su fuente de alimentación de preferencia, los cuales son principalmente crustáceos. *L. apodus*, por ejemplo, es una especie que usa los manglares y los arrecifes en todos los estados de su desarrollo, siendo una especie que no migra a zonas profundas, sino que permanece siempre cerca del arrecife. Debido a su hábito alimentario carnívoro, son dependientes de los arrecifes ya que es allí donde desde etapas larvales consiguen crustáceos y peces pequeños; y luego cuando son adultos de mediano y gran porte consumen crustáceos del género *Penaeus*, peces como loros (Scaridae) y roncós (Haemulidae), estomatópodos y cefalópodos (Aceró & Garzón, 1985; Moreno-Sánchez *et al.*, 2016, Claro & Lindeman, 2008).

Cuando los manglares o las praderas están reducidos, los arrecifes morfo-funcionalmente diversos sustentan las necesidades de refugio y alimentación de estas especies, donde los juveniles se esconden en cavidades de corales masivos o se resguardan bajo “brazos”, “platos” de corales; y posteriormente en fases más desarrolladas usan estos mismos sitios para búsqueda de alimento, donde generalmente hay crustáceos y peces pequeños (Castro-Triana & Pereira-Chaves, 2016; Moura, Francini-Filho, Chaves, Mente-Vera, & Lindeman, 2011; Nagelkerken, Dorenbosch, *et al.*, 2000).

Los pargos cumplen un importante rol en la economía y el equilibrio ecológico de la isla de San Andrés. Los lutjanidos representan más del 15% de la pesca artesanal promedio 2004-2011 en la isla (Claro & Lindeman, 2008; Santos-Martínez *et al.*, 2013). El ser un objetivo pesquero ha ocasionado que las poblaciones de pargo disminuyan por la sobrepesca ocasionando un desequilibrio de “Top Down” donde los peces herbívoros han aumentado su abundancia y ahora son ellos los que son objetivo de pesca. Un ejemplo de las consecuencias negativas de la reducción de los pargos es la proliferación del pez damisela *Stegastes planifrons* quienes se ha demostrado dañan los corales para poder cultivar las algas que son su alimento. Este pez en años anteriores atacaba a *Acropora cervicornis* de rápido crecimiento entre sus ramas donde cultivaba sus algas, pero ahora al perderse grandes extensiones de *Acropora*, este pez ataca a corales de crecimiento lento (Díaz *et al.*, 2000; Ceccarelli, Jones, & McCook, 2005).

Esta es una de las consecuencias del efecto cascada de la disminución de diversidad morfo-funcional del arrecife que influye en la ausencia de pargos y sus presas (donde la sobrepesca es un factor clave), el aumento de herbívoros que luego son cazados y finalmente el aumento de cobertura algal que es uno de los principales factores de degradación de los arrecifes establecerse (Birrell, McCook, & Willis, 2005).

## 1.5. ESTADO DEL ARTE

Los arrecifes de coral representan uno de los ecosistemas más productivos, ya que albergan una gran cantidad y variedad de especies que son de interés comercial (Sheaves, Baker, Nagelkerken, & Connolly, 2014). La economía de las zonas costeras en su mayoría, se sostiene ya sea por el turismo, pesca de exportación y/o consumo de organismos marinos. Sin embargo, estas actividades sin control o sin planes de mitigación afectan considerablemente los ecosistemas, especialmente a los organismos, produciendo altas tasas de mortalidad en las zonas donde estas actividades tienen mayor influencia (Santos-Martínez *et al.*, 2009). Los arrecifes han sido los más afectados debido a su fragilidad. Uno de los efectos más notables es la proporción de coral duro vivo en la isla de San Andrés y en otras zonas el caribe. En general, gran parte de la pérdida de coral se ha dado por blanqueamiento inducido muchas veces por el calentamiento global, sin embargo, hay más factores que influyen en que después de la muerte de los corales, la recuperación se lenta o a veces nula (Alevizon & Porter, 2015). La pérdida de esta cobertura ha sido reportada en especies taxonómicas muchas de ellas con roles ecológicos importantes y especializados, sin embargo, los estudio siempre se enfocaron en cuantificar cuanta biomasa se perdía en número de especies, pero no en funcionalidad o complejidad total del arrecife.

En la última década se han desarrollado estudios basados en las características morfo-funcionales de los arrecifes de coral, para entender de manera más amplia los efectos negativos de la reducción de especies y las funciones que cumplen en el ecosistema (Alvarez-Filip, Dulvy, Côté, Watkinson & Gill, 2011; Darling *et al.*, 2012). Por ejemplo, Alvarez-Filip *et al.*, (2011) relacionan la complejidad estructural y la importancia de especies formadoras de arrecife como *Montastraea* en el mantenimiento de la biodiversidad de un arrecife especialmente para sostener diferentes tipos de peces, mientras que otras especies de corales como *A. cervicornis* cumple el rol de brindar mayor rugosidad a los arrecifes. Recientemente, se ha demostrado que los ecosistemas con mayor variedad de grupos morfo-funcionales pueden ser más resistentes a los cambios drásticos en comparación a arrecifes homogenizados donde hay poca diversidad y alta abundancia de los mismos organismos (Mora, Graham, & Nyström, 2016).

Debido a todos los factores naturales y antrópicos por los que pasan los arrecifes los cuales son fuertes y constantes, los arrecifes estas siendo dominados por otra

biota de mayor colonización y resistencia como los son las algas y los octocorales. Recientes estudios indican que la presencia de las algas no afecta directamente al coral por competencia provocándole la muerte, sino que compite por el espacio disponible después de la muerte del mismo (inducido por otros factores), impidiendo el establecimiento de larvas de coral (Birrell, McCook & Willis, 2005; McCook, Jompa & Diaz-Pulido; 2001). La reducción de la complejidad estructural afecta a los organismos que allí habitan como lo crustáceos, moluscos y peces.

Peces como los pargos usan los ecosistemas costeros dependiendo de su estado ontogénico. Algunas especies de pargos, en estado juvenil consumen organismos que se encuentran principalmente en el manglar y en las praderas marinas generalmente en las noches, aunque recientes estudios indican que el ciclo de las mareas y la configuración de los manglares influyen significativamente en la preferencia del ciclo de alimentación (Ramírez-Martínez, Castellanos-Galindo, & Krumme, 2016; Lucano-Ramírez, Ruiz-Ramírez, González-Sansón, & Ceballos-Vázquez, 2014). Cuando los pargos son adultos van hacia los arrecifes donde hay presas de mayor tamaño y de su preferencia, aunque también en estados juveniles pueden usar las cavidades de algunos corales para resguardarse (Castro-Triana & Pereira-Chaves, 2016).

Arrecifes con alta diversidad morfo-funcional pueden albergan distintos grupos de animales entre ellos las posibles presas de los pargos como los crustáceos. Una baja reducción de hábitat, disminuye la cantidad de presa y puede afectar directa e indirectamente las poblaciones de pargos. Sin embargo, uno de los factores más importantes de disminución de poblaciones es la sobrepesca la cual en la isla de San Andrés es alta. A pesar de los estudios sobre pesquerías, gran parte de esa información no es completa ya que en la isla se usan métodos de pesca que no se notifican como la pesca con arpón (FAO & MADR, 2015; Santos-Martínez *et al.*, 2013).

Además de este problema, la captura incidental de pargo por pesca industrial de camarón en el caribe, afecta esta población de forma indirecta, situación que se repite en otras zonas de Colombia (Caldas Aristizábal & Diaz Granados, 2015).

Debido a los factores descritos anteriormente, algunos pargos están categorizados con algún grado de amenaza. Según la UICN, las especies *L. analis* y *L. synagris* son consideradas casi amenazadas, mientras que *L. campechanus* y *L. cyanopterus* están en grado de amenaza vulnerable. Las demás especies de la familia están en preocupación menor o tienen datos insuficientes (FAO, 2015; IUCN, 2017).

Por esta razón, en Colombia, se ha implementado el área marina protegida Seaflower como sistema de conservación y protección con el fin de contrarrestar impactos como el turismo intensivo, la contaminación, infraestructura costera y extracción de recursos sin control (Guerra-Vargas & Mancera-Pineda, 2015). El

AMP en Seaflower, declarada mediante Resolución 107 del 27 de enero de 2005, tiene una extensión de 6.500.000 hectáreas destinadas a recuperar, preservar y mantener los recursos naturales marinos y costeros con el fin de hacer un uso responsable de los mismos. Además de favorecer los organismos y sus hábitats, estas zonas pretenden favorecer las personas que hacen uso de ellos (Coralina, 2016), por ejemplo, por medio de la pesca de peces comerciales como los pargos.

## **1.6. OBJETIVO GENERAL**

Analizar la estructura morfo-funcional de los arrecifes coralinos en la zona de sotavento de la isla de San Andrés y su relación con la profundidad, la temperatura y la abundancia de peces de la familia Lutjanidae.

## **1.7. OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- Determinar los cambios espaciales (tres zonas de sotavento) y temporales en la diversidad taxonómica y la estructura morfo-funcional de los arrecifes de coral.
- Establecer relaciones entre la estructura arrecifal y los cambios ambientales en profundidad.
- Identificar posibles relaciones entre la abundancia de los pargos y la estructura arrecifal.

## **1.8. METODOLOGÍA**

La investigación fue de tipo y enfoque cualitativo donde se prosiguió con el método científico. Esta se realizó haciendo uso de la información de las bases de datos de la investigadora de la Universidad Nacional de Colombia Adriana Santos Martínez, obtenida entre 2010 y 2014.

A partir de estos datos se tomó información correspondiente a muestreos de dos años (2013-2014) en tres sitios de muestreo de la zona de sotavento de la isla. El factor de decisión de los puntos de muestreo fue su posición en la isla (sitios distantes entre sí), la presencia de zonas arrecifales y que pertenecieran a Áreas Marinas Protegidas (AMP). Las variables ambientales que se tomaron en cuenta fue temperatura, transparencia y profundidad (Sierra-Rozo *et al.*, 2012; Abril, en prensa).

### **1.8.1. Área de estudio**

La isla de San Andrés está ubicada al noroeste de Colombia (12 ° 28'-12 ° 36 'N; 81 ° 40'- 81 ° 44' W) aproximadamente a 240 km de Nicaragua y 800 km de Cartagena, Colombia (IGAC, 1986). Su clima se caracteriza por un patrón unimodal con una precipitación promedio anual de 1900 mm, una estación seca entre febrero y abril con una precipitación promedio menor a 50 mm y una

temporada de lluvias entre junio y diciembre con una precipitación promedio de 150 mm. La precipitación de los años de estudio 2013 y 2014 se muestra en la Figura 1 y 2.

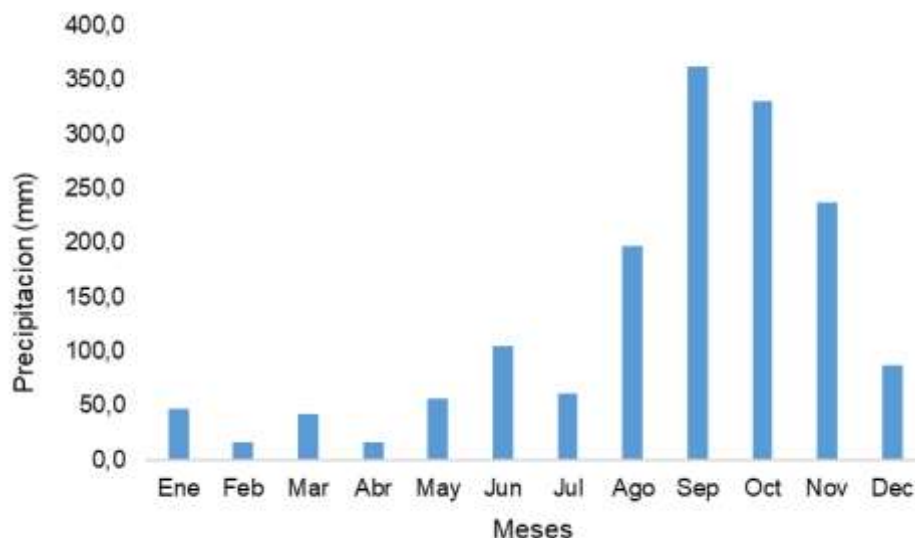


Figura 1. Precipitación mensual en la isla de San Andrés para el año 2013. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM).

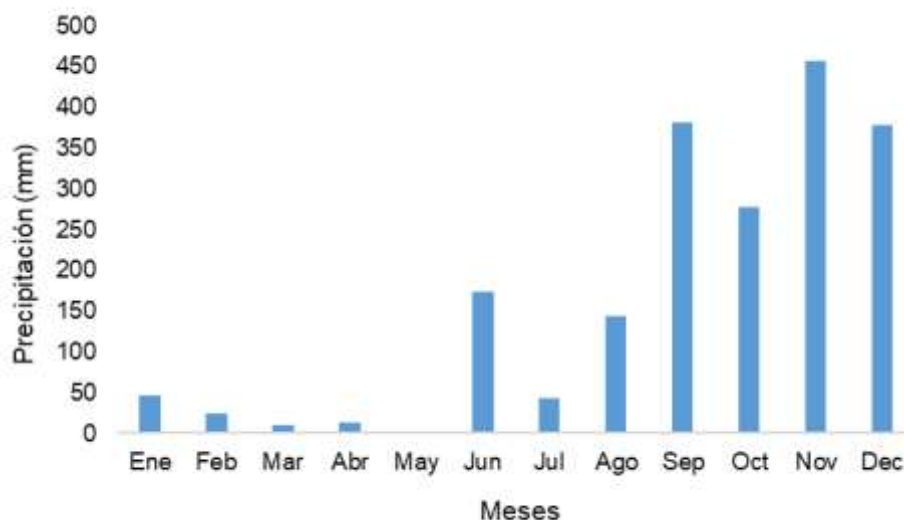


Figura 2. Precipitación mensual en la isla de San Andrés para el año 2014. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM).

La temperatura promedio multianual registrada es de 27.4° C (González y Hurtado, 2012). En la Figura 3 y 4, se muestran los datos de temperatura

promedio y temperatura máxima de los años estudiados 2013 y 2014. No se obtuvieron los datos de mayo de 2014. Las corrientes marinas se dirigen principalmente hacia el noreste (Geister, 1973).

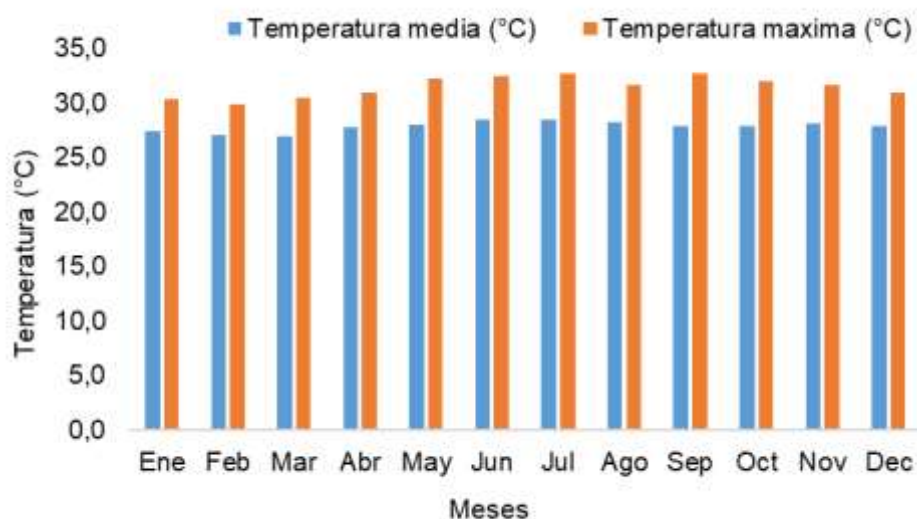


Figura 3. Temperatura media y máxima para el año 2013 en la isla de San Andrés. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM)

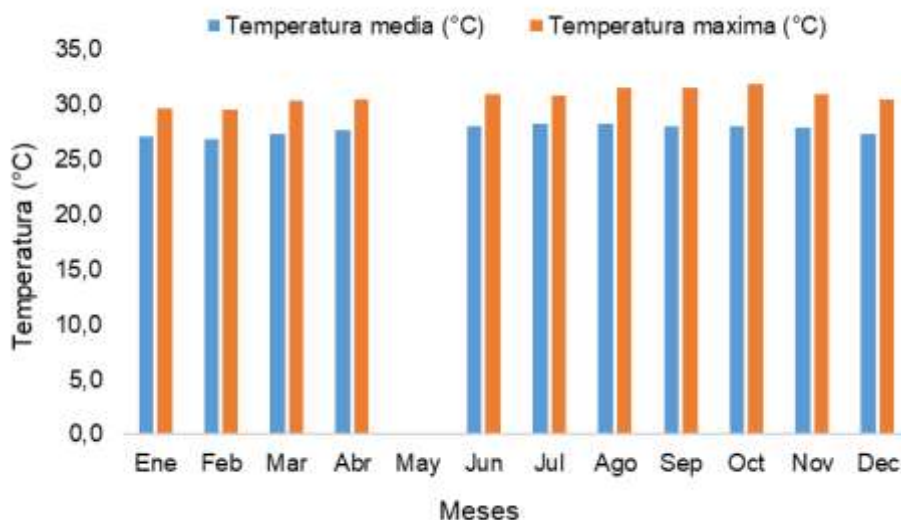


Figura 4. Temperatura media y máxima para el año 2014 en la isla de San Andrés. (Fuente: estación Aeropuerto Gustavo Rojas Pinilla IDEAM)



### 1.8.2. Métodos

Se realizaron muestreos durante la temporada seca y lluviosa de 2013 y 2014, en el área de sotavento de la isla de San Andrés, dentro de la Reserva de Biosfera Seaflower. Se realizaron cinco transectos en tres sitios: Luna Verde (LV) en la zona del extremo sur ( $12^{\circ} 29' 7''$  N,  $81^{\circ} 44' 2''$  W), Wild Life (WL) en el centro-sur ( $12^{\circ} 30' 30''$  N,  $81^{\circ} 43' 47''$  W) y Bajo Bonito (BB) en la zona norte ( $12^{\circ} 35' 11''$  N,  $81^{\circ} 42' 59''$  W) (Figura 5). Se midieron las variables ambientales de temperatura y profundidad. Estudios anteriores han demostrado que estas variables influyen en la estructura de los arrecifes de la isla de San Andrés (Sierra-Rozo *et al.*, 2012; Abril, en prensa). Los datos utilizados para este estudio se obtuvieron del proyecto de investigación Santos-Martínez, (2012).



Figura 5. Sitios de estudio en la isla de San Andrés, Colombia y su localización en el mar Caribe. (Fuente: Modificado de IGAC)

#### 1.8.2.1. Peces

La investigación de campo se llevó a cabo con el uso de guías taxonómicas y la participación de expertos para reducir la incertidumbre con respecto al tamaño y la estimación de la abundancia. Para estimar la abundancia de especies de pargos, se realizaron censos visuales en sesenta transectos cada uno de 50x2 m,

utilizando equipo de buceo (Sierra-Rozo *et al.*, 2012; Abril, en prensa, WWF, 2006) (Figura 6). Se utilizaron claves taxonómicas de Greenberg (1986), Chaplin y Scott (1972) y Humann, (1996). Posteriormente estos datos se clasificaron por tallas dependiendo de la longitud del cuerpo en siete categorías (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías iniciales de las tallas de los peces. Tomado de WWF, 2006.

<b>Categoría</b>	<b>Longitud total</b>
1	0 – 10 cm
2	11 – 20 cm
3	21 – 30 cm
4	31 – 40 cm
5	41 – 50 cm
6	51 – 60 cm
7	Más de 60 cm

Posteriormente, las categorías de tamaño fueron discriminadas en juveniles y adultos, en función del tamaño de madurez y la zona de influencia, descrito para cada especie en Hawkins, (2007), Claro y Lindeman, (2008) y Froese y Pauly, (2017).

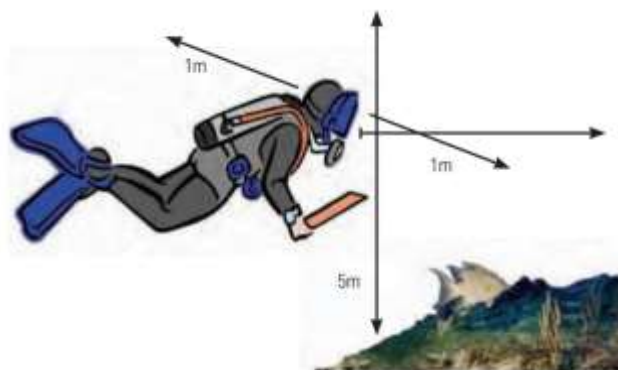


Figura 6. Buzo en censo de peces. Tomado de WWF, 2006; autor Álvaro Hernández.

#### **1.8.2.2. Arrecifes de coral**

Se tomaron muestras de los corales utilizando sesenta transectos de vídeo de 50 x 0,6 m. La forma se estimó por el tipo de crecimiento y se determinó la distribución del coral duro, coral blando y otra biota. Los transectos se ubicaron al azar en cada área, a 10 m cada uno (CARICOMP, 2001). También se realizaron

videos de los transectos, que luego fueron analizados, por investigadores especializados.

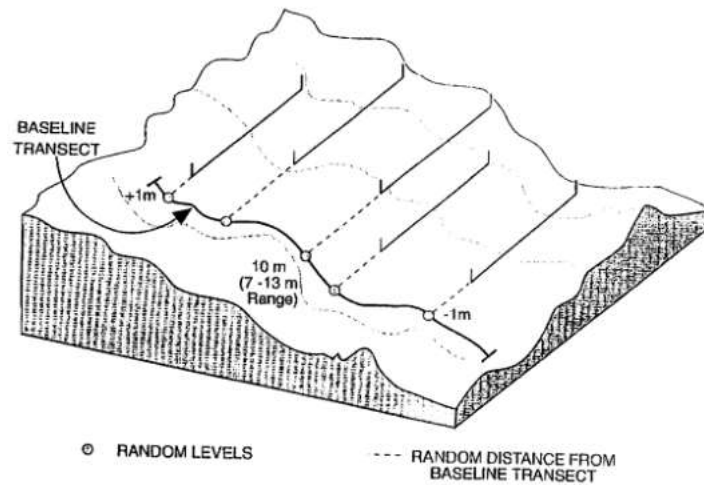


Figura 7. Procedimiento para la localización de los transectos para el muestreo de corales. Tomado de CARICOMP, 2001.

Para la cobertura usando la información obtenida, se clasificó la biota del arrecife en categorías morfo-funcionales siguiendo procedimientos de CARICOMP, (2001) y Abril, (en prensa). Las categorías morfo-funcionales fueron: corales de dedos, corales carnosos, corales cerebros masivos, corales foliosos, corales incrustantes, corales pilares, corales ramificados, corales estrella, corales submasivos, corales de flores y copas, hidrocorales, octocorales, algas, esponjas, organismos (ascidias, foraminíferos), pastos marinos, escombros desnudos, sedimentos desnudos, sustrato calcáreo y otros. Basado en trabajos de Nugues & Roberts, (2003) Mora *et al.*, (2016), se determinó otra clasificación dependiendo de la sensibilidad de los corales a factores blanqueamiento, fragmentación y sedimentación. Para ello se establecieron los siguientes grupos: los corales susceptibles a la fragmentación (LCR) incluyen los corales foliosos, pilar, ramificados, digitiforme. Los corales resistentes a la fragmentación con la sigla (CRF) compuesto por corales estrella, submasivo; los corales susceptibles a la sedimentación con la sigla (CSS) compuesta por corales estrella, ramosos, submasivo y por último los corales susceptibles al blanqueamiento (CSB) constituidos por ramosos, digitiforme e hidrocorales.

Para determinar los cambios temporales en la cobertura de los corales y otra biota, se realizaron comparaciones de datos de trabajos sobre cobertura de corales y otra biota (algas) en las mismas zonas de estudio de la isla de San Andrés con los datos de este estudio; para ello se usó datos de Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez, (2000) y Rodríguez-Ramírez *et al.*, (2005).

### 1.8.2.3. Análisis numérico

Los datos de la cobertura del arrecife se transformaron en abundancia relativa por transecto y densidad ind / 500 m<sup>2</sup>. Se calcularon posibles relaciones entre las variables con el fin de identificar los índices de deterioro por blanqueamiento, fragmentación y sedimentación. Los índices planteados fueron: cobertura total de coral / cobertura de coral encrustante con la sigla (CTC / EncC), cobertura de algas / cobertura coral con sigla (Alg / COR), coral susceptible a la sedimentación / coral susceptible al blanqueamiento (CSS / CSB). Posteriormente a los datos se les determinó la normalidad con el test de Shapiro-Wilk para la selección de métodos paramétricos o no paramétricos.

Se realizaron análisis de diversidad espacial y temporal con el número efectivo de especies  $H'$ ; donde  $H'$  es el índice de entropía de Shannon (Jost, 2006), luego se determinó la diversidad beta Whittaker con la fórmula

$$\beta_w = \gamma / \bar{\alpha}$$

donde  $\bar{\alpha}$  es el promedio del número de especies por unidad obtenidas de una muestra de  $n$  unidades dentro de un área y  $\gamma$  es el número total de especies para esta área (Whittaker, 1960). (Jost, 2006; Whittaker, 1960). Este último índice permite indicar la tasa de reemplazo como porcentaje. Se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para observar variaciones espaciales de los corales y también de los peces con el índice asimétrico de similitud Bray-Curtis (Shepard, 1962a; Shepard, 1962b; Kruskal, 1964), utilizando el porcentaje de diferencia como una medida de similitud (Bray y Curtis, 1957), con el propósito de establecer posibles variaciones espaciales en la estructura de los arrecifes.

Se intentó determinar la posible relación entre la estructura del arrecife y las variables ambientales tomadas con los pargos (incluyendo a los pargos como una variable predictiva indirecta). Para ello se estandarizaron las variables y se evaluaron por medio de un análisis de correspondencia canónica (CCA) (Terbraak, 1986). Todo el tratamiento de datos se realizó utilizando Excel 2013, Pasado 3 y PRIMER V6.

## 1.9. BIBLIOGRAFIA

Abril, A. (en prensa). *Partición de la diversidad de peces en cinco zonas arrecifales del Caribe occidental* (Tesis Magíster en Ciencias, Biología – Línea Biología Marina). Santa Marta: Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (CECIMAR), Universidad Nacional de Colombia- Sede Caribe, p. 74

- Acero, A., & Garzón, J. (1985). Los pargos (Pisces: Perciformes: Lutjanidae) del caribe colombiano. *Actualidades Biológicas*, 14(53), 89–99.
- Alevizon, W. S., & Porter, J.W. (2015). Coral loss and fish guild stability on a Caribbean coral reef: 1974–2000. *Environmental Biology of Fishes*, 98(4), 1035–1045. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-014-0337-5>
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Côté, I. M., Watkinson, A. R., & Gill, J. A. (2011). Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications*, 21, 2223–2231. Doi: <http://dx.doi.org/10.1890/10-1563.1>
- Alvarez-Filip L, Dulvy NK, Gill JA, Cote IM, & Watkinson AR (2009) Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276, 3019–302.
- Aschenbrenner, A., Hackradt, C. W., & Ferreira, B. P. (2016). Spatial variation in density and size structure indicate habitat selection throughout life stages of two Southwestern Atlantic snappers. *Marine Environmental Research*, 113, 49–55. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.013>
- Birrell, C. L., McCook, L. J., & Willis, B. L. (2005). Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1), 408–414. Doi: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.022>
- Caldas Aristizábal, J. P., & Diaz Granados, M. A. (2015). *Informe técnico final - Convenio No. 000184 DE 2015, suscrito entre conservación internacional colombia ci y la autoridad nacional de acuicultura y pesca AUNAP*. Bogotá.
- CARICOMP-Caribbean Coastal Marine Productivity. (2001). Caricomp Methods Manual - Levels 1 and 2, Manual of Methods for Mapping and Monitoring of Physical and Biological Parameters in the Coastal Zone of the Caribbean. Kingston, Jamaica: Centre for Marine Sciences, Florida Institute of Oceanography. p. 91.
- Castro-Triana, L. A., & Pereira-Chaves, J. M. (2016). Impacto de la actividad turística sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo, Colombia. *Cuadernos de Investigación UNED*, 8(1), 13–23. Doi: <http://dx.doi.org/10.22458/urj.v8i1.1217>.
- Ceccarelli, D. M., Jones, G. P., & McCook, L. J. (2005). Effects of territorial damselfish on an algal-dominated coastal coral reef. *Coral Reefs*, 24(4), 606–620. <https://doi.org/10.1007/s00338-005-0035-z>
- Chaplin, C. G., & Scott, P. (1972). *Fishwatchers guide to West Atlantic coral reefs*. Newton Square, EE. UU: Harrowood Books.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (2nd ed.). UK: PRIMER-E: Plymouth.
- Claro, R., & Lindeman, K. C. (2008). *Biología y manejo de los pargos (Lutjanidae) en el Atlántico occidental*. Instituto de Oceanología, CITMA. La Habana, Cuba. Retrieved from <http://www.redciencia.cu/cdoceano>
- Coralina. (2008). Cartas Seaflower AMP - AHIDR. Seaflower - Área Marina Protegida de Usos Múltiples Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina - Colombia.

- Darling, E. S., Alvarez-Filip, L., Oliver, T. A., McClanahan, T. R., Côté, I. M., & Bellwood, D. (2012). Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecology Letters*, 15(12), 1378–1386. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01861.x>
- Darling ES, McClanahan TR, & Côté IM (2013) Life histories predict coral community disassembly under multiple stressors. *Global Change Biology*, 19(6), 1930–1940. doi: 10.1111/gcb.12191.
- Díaz, J. M., Barrios, L. M., Cendales, M. H., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., Parra-Velandia, F., ... Zea, S. (2000). *Áreas coralinas de Colombia*. (J. M. Díaz, Ed.). Santa Marta: Serie Publicaciones Especiales - INVEMAR.
- Dorenbosch, M., Van Riel, M. C., Nagelkerken, I., & Van Der Velde, G. (2004). The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(1), 37–48. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2003.11.018>
- El Isleño (2018). Cerca de un millón de turistas arribaron a San Andrés en 2017. El Isleño. (10 de enero de 2018). El Isleño, p. 1. Disponible en: [http://www.xn--elisleo-9za.com/index.php?option=com\\_content&view=article&id=14633:2018-01-10-23-42-47&catid=51:turismo&Itemid=80](http://www.xn--elisleo-9za.com/index.php?option=com_content&view=article&id=14633:2018-01-10-23-42-47&catid=51:turismo&Itemid=80)
- Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Klein Goldewijk, K., & Verburg, P. H. (2013). Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20), 7978–7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>
- FAO. (2015). Fishers' knowledge and the ecosystem approach to fisheries: applications, experiences and lessons in Latin America. In J. Fischer, J. Jorgensen, H. Josupeit, D. Kalikoski, & C. M. Lucas (Eds.), *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 591* (p. 278). Roma.
- FAO, & MADR. (2015). *Colombia. Pesca en Cifras/2014*. Bogotá: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Forrester G. E., & Steele M. A. (2013). Reef fishes: density dependence and equilibrium in populations? In: Rohde K (ed) *The balance of nature and human impact*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 7–20
- Froese R, & Pauly D. (2017). FishBase. [Cited: 30 Aug 2017]. Available in: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)
- García, C. B., & Ramirez, J. (2016). Perceived length at first maturity in the lane snapper, *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758)(Perciformes: Lutjanidae), along the Caribbean coast of Colombia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 11(1), 60–69.
- Garzón-Ferreira, J., & Rodríguez-Ramírez, A. (2010). SIMAC: Development and implementation of a coral reef monitoring network in Colombia. *Revista Biología Tropical*. 58(Suppl. 1), 67–80. Doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v58i1.20024>
- Gavio, B., Palmer-Cantillo, S., & Mancera, J. E. (2010). Historical analysis (2000–2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, SeaFlower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 60(7), 1018–1030. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.025>

- Geister J. (1973). Los arrecifes de la isla de san andrés (Mar Caribe, Colombia). *Mitt Inst Colombo-Aleman Invest Cient*; 7,211-228.
- González, O. C., & Hurtado, G. (2012). Caracterización climática del Archipiélago de San Andrés y Providencia. In D. I. Gómez- López, C. Segura-Quintero, P. C. Sierra-Correa, & J. Garay-Tinoco (Eds.), *Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina*. (Serie de P, p. 180). Santa Marta, Colombia: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” -INVEMAR- y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA-.
- Green, A. L., Fernandes, L., Almany, G., Abesamis, R., McLeod, E., Aliño, P. M., ... & Pressey, R. L. (2014). Designing marine reserves for fisheries management, biodiversity conservation, and climate change adaptation. *Coastal Management*, 42(2), 143–159.
- Greenberg, I., & Greenberg, J. (1986). *Guide to corals and fishes of Florida, the Bahamas and the Caribbean*. Miami: Seahawk Press.
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Gell, F. R., & Dytham, C. (2007). Effects of trap fishing on reef fish communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(2):111-132. Doi: <http://dx.doi.org/doi:10.1002/aqc.784>
- Humann, P. (1996). *Reef fish identification* (Segunda). Florida, EE.UU: New World Publications Inc.
- IGAC. (1986). *San Andrés y Providencia: Aspectos geográficos*. Bogotá.
- IUCN. (2017). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. Recuperado Marzo 17, 2017, from [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- James-Cruz, J. L., & Márquez-Calle, G. (2011). Valoración económica del buceo como estrategia de uso sostenible de la biodiversidad marina, Archipiélago de San Andrés y Providencia, Caribe Colombiano. *Gestión y Ambiente*, 14(1):37-53.
- McCook, L., Jompa, J., & Diaz-Pulido G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19(4):400-417. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s003380000129>
- Mora, C., Graham, N. A. J., & Nyström, M. (2016). Ecological limitations to the resilience of coral reefs. *Coral Reefs*, 35(4), 121-1281. doi.org/10.1007/s00338-016-1479
- Mumby, P. J. (2009). Herbivory versus corallivory: are parrotfish good or bad for Caribbean coral reefs? *Coral Reefs*, 28(3), 683–690. <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0501-0>
- Muallil, R. N., Deocadez, M. R., Martinez, R. J. S., Mamauag, S. S., Nañola, C. L., & Aliño, P. M. (2015). Community assemblages of commercially important coral reef fishes inside and outside marine protected areas in the Philippines. *Regional Studies in Marine Science*, 1, 47–54. <http://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.03.004>
- Mumby, P. J., Edwards, A. J., Arias-González, E., Lindeman, K. C., Blackwell, P. G., Gall, A., ... & Wabnitz, C. C. C. (2004). Mangroves enhance the biomass

- of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427, 533–536.  
<http://doi.org/10.1029/2001JB001194>
- Nagelkerken, I., Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Morinière, E. C. De, & Velde, G. Van Der. (2000). Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202, 175–192.
- Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M. W., Meijer, G. J., van't Hof, T., & den Hartog, C. (2000). Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), 31–44.
- Nyström, M., Folke, C., & Moberg, F. (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(10) 15, 413–417
- Nugues M. M., & Roberts, C. M. (2003). Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. *Coral Reefs*, 22(4), 507-516. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-003-0338-x>
- Pérez España, H. (2003). Ecological importance of snappers in the stability of modeled coastal ecosystems. *Ecological Modelling*, 168(1–2), 13–24.  
[http://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00201-1](http://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00201-1)
- Pratchett, M., Munday, P., Wilson, S., Graham, N., Cinner, J., & Bellwood, D. (2008). Effects of climate-induced coral bleaching on coral-reef fishes, ecological and economic consequences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 46, 251–296
- Ramirez-Martínez, G. A., Castellanos-Galindo, G. A., & Krumme, U. (2016). Tidal and Diel Patterns in Abundance and Feeding of a Marine-Estuarine-Dependent Fish from Macrotidal Mangrove Creeks in the Tropical Eastern Pacific (Colombia). *Estuaries and Coasts*, 39(4), 1249–1261.  
<http://doi.org/10.1007/s12237-016-0070-8>
- Rodríguez-Ramírez A, Garzón-Ferreira J, Bejarano-Chavarro S, Navas-Camacho R, Reyes-Nivia MC, & Duque G, et al (2005). Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. In INVEMAR, editor. *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2004*. Serie de Publicaciones Periódicas, No. 8. Santa Marta: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”-INVEMAR. p. 77-114.
- Rodríguez, A., & Páramo, J. (2012). Distribución espacial del pargo rayado *Lutjanus Synagris* (Pisces: Lutjanidae) y Su relación con las variables ambientales en el Caribe Colombiano. *Actualidades Biológicas*, 34(96), 55–66.
- Rogers, A., Blanchard, J. L., & Mumby, P. J. (2014). Vulnerability of coral reef fisheries to a loss of structural complexity. *Current Biology*, 24(9), 1000–1005.
- Sala, E., Giakoumi, S., Handling editor: Linwood P. (2017). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of*



- Marine Science*, 75(3), 1166-1168. Doi: <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Sánchez Jabba, A. (2012). Manejo ambiental en Seaflower, Reserva de Biosfera en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. In *Documentos de trabajo sobre economía regional* (p. 40). Cartagena: Banco de la República. Centro de Estudios Económicos Regionales (CEER).
- Santos-Martínez, A., Hinojosa, S., & Sierra-Rozo, O. (2009). Proceso y avance hacia la Sostenibilidad Ambiental: La Reserva de la Biosfera Seaflower, en el Caribe Colombiano. In J. E. Mancera-Pineda, O. Sierra-Rozo, & S. Pérez (Eds.), *Cuadernos del Caribe No. 13. Reserva de Biosfera Seaflower. Problema Ambiental*. (pp. 7–23). San Andres: Universidad Nacional de Colombia.
- Santos-Martínez, A., Mancera Pineda, J. E., Castro González, E., Sjogreen Velasco, M., Bent Hooker, H. C., & Torres Rodríguez, J. (2013). *Propuesta para el plan de manejo pesquero de la zona sur del area marina protegida en la reserva de la biosfera Seaflower - Archipielago de San Andres, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano* (1st ed.). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., & Connolly, R. M. (2014). True Value of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401–414.
- Shepard, R. N. (1962a). The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika*, 27, 219–246.
- Shepard, R. N. (1962b). The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika*, 27, 219–246.
- Sierra-Rozo, O., Santos-Martínez, A., & Acero, A. (2012). Prospeccion ecológica del manglar y praderas marinas como hábitats de cría para peces arrecifales en San Andrés Isla, Caribe insular Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 41(373), 375–398.
- TerBraak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigen vector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5), 1167–1179.
- Vega-Sequeda, J., Díaz-Sánchez, C. M., Gómez-Campo, K., López-Londoño, T., Díaz-Ruiz, M., & Gómez-López, D. I. (2015). Biodiversidad marina en bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla, Reserva de Biosfera Seaflower. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 44(1), 199-224.
- Vermeij, M., DeBey, H., Grimsditch, G., Brown, J., Obura, D., DeLeon, R., & Sandin, S. A. (2015). Negative effects of gardening damselfish *Stegastes planifrons* on coral health depend on predator abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 528, 289–296. Retrieved from <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v528/p289-296>
- Wilkinson, C. (2000). *Status of coral reefs of the world: 2000*. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science. p. 363
- Wold, S., Esbensen, K., & Geladi, P. (1987). Proceedings of the Multivariate Statistical Workshop for Geologists and Geochemists. Principal component analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2, 37–52.

WWF. (2006). *Mejores prácticas de pesca en arrecifes coralinos. Guía para la colecta de información que apoye el Manejo de Pesquerías Basado en Ecosistemas*. WWF México/Centroamérica.

## **1.10. PRODUCTOS**

1. **ISABELLA GONZALEZ GAMBOA**, ADRIANA SANTOS MARTÍNEZ, YIMY HERRERA MARTÍNEZ. Cambios espaciales y temporales en la estructura de los peces de la familia Lutjanidae, en la isla de San Andrés, Mar Caribe – Colombia. Póster. II ENCUENTRO CIENCIA, MUJER Y TECNOLOGÍA 2016-NODO BOYACÁ. 2016-05-06 en Tunja (Boyacá).

2. **ISABELLA GONZALEZ GAMBOA**, ADRIANA SANTOS MARTÍNEZ, YIMY HERRERA MARTÍNEZ. Variaciones espaciales y temporales en la composición de los Pargos (Familia Lutjanidae) en la isla de San Andrés Caribe – Colombia. Póster. VI SEMINARIO LAS CIENCIAS DEL MAR EN LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA 20 AÑOS DE LA SEDE CARIBE. 2017-08-08 en San Andrés isla (Colombia) - Universidad Nacional de Colombia-Sede Caribe.

3. **ISABELLA GONZALEZ GAMBOA**, ADRIANA SANTOS MARTÍNEZ, YIMY HERRERA MARTÍNEZ. Asociaciones de la diversidad en los arrecifes de la isla de San Andrés - Caribe, Colombia. Ponencia. XII ENCUENTRO DE LA FACULTAD DE CIENCIAS - UPTC, IV ENCUENTRO NACIONAL "CURRÍCULO, CIENCIA Y SOCIEDAD. 2017-10-04 en Tunja (Boyacá)

4. **ISABELLA GONZALEZ GAMBOA**, ADRIANA SANTOS MARTÍNEZ, YIMY HERRERA MARTÍNEZ, AMILCAR LEVI CUPUL MAGAÑA. In the variety is the pleasure: more diversity of morpho-functional coral groups in the reef, more snappers, more tourism. 71th GULF AND CARIBBEAN FISHERIES INSTITUTE. 2018-11-05, 2018-11-09 en San Andrés isla (Colombia).

5. **Artículo publicado: Isabella González-Gamboa**, Adriana Santos-Martínez, Yimy Herrera-Martínez. Potential Response of Coral Reef's Functional Structure and Snapper Abundance to Environmental Degradation in San Andrés Island, Colombia. Acta Biológica Colombiana. Vol 24, número 1, año 2019, indexación Q3.

## **1.11. IMPACTO**

- Este trabajo aportó información a la línea base de los arrecifes coralinos, recurso pesquero como los pargos, y variables como profundidad y temperatura, en las zonas costeras de la isla de San Andrés, la cual puede ser usada por la comunidad científica y por los entes de control y manejo del departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

- Debido a la información generada de este trabajo, se podrán utilizar índices para evaluar el estado del arrecife; dependiendo de las características de los corales para poder resistir a eventos estresantes como blanqueamiento, fragmentación o mortandad. Además, provee información de las zonas de sotavento primordiales para conservar en la Isla respecto a corales y pargos; información importante para las autoridades ambientales de la isla por ejemplo la Corporación ambiental CORALINA y el País.
- Este trabajo permitió conocer las zonas donde el turismo de buceo sería el mejor para la Isla, debido a la variedad de formas coralinas que las personas pueden encontrar, siempre y cuando se hagan de manera responsable; donde las empresas turísticas, adviertan a los turistas sobre la fragilidad de estos ecosistemas.
- Finalmente este trabajo de grado ofreció a la comunidad científica información para evaluar los arrecifes en escala morfo-funcional donde es mejor mirar los cambios y sus efectos en otras comunidades como los peces, los cuales debido a su reducción han traído efectos negativos a la sociedad civil y a la economía de los habitantes de la Isla.

## **2. Capítulo II. Artículo I**



## POTENTIAL RESPONSE OF CORAL REEF'S FUNCTIONAL STRUCTURE AND SNAPPER ABUNDANCE TO ENVIRONMENTAL DEGRADATION IN SAN ANDRÉS ISLAND, COLOMBIA

### Respuesta potencial de la estructura funcional de los arrecifes de coral y la abundancia de pargos a la degradación ambiental en San Andrés Isla, Colombia

Isabella GONZÁLEZ-GAMBOA<sup>1,2\*</sup>, Adriana SANTOS-MARTÍNEZ<sup>1</sup>, Yimy HERRERA-MARTÍNEZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Avenida Central del Norte n.º 39-115, Tunja, Boyacá, Colombia.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación Estudios Ambientales del Caribe, Instituto de Estudios Caribeños, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Circunvalar San Luis Free Town n.º 52-44, San Andrés Isla, Colombia.

<sup>3</sup> Grupo de Investigación Manejo Integrado de Ecosistemas y Biodiversidad - XIUA, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Avenida Central del Norte n.º 39-115, Tunja, Boyacá, Colombia.

For correspondence: [isabella.gonzalez@uptc.edu.co](mailto:isabella.gonzalez@uptc.edu.co)

Received: 18<sup>th</sup> June 2018, Returned for revision: 11<sup>th</sup> August 2018, Accepted: 20<sup>th</sup> October 2018.

Associate Editor: Alan Giraldo.

Citation/Citar este artículo como: González-Gamboa I, Santos-Martínez A, Herrera-Martínez Y. Potential Response of Coral Reef's Functional Structure and Snapper Abundance to Environmental Degradation in San Andrés Island, Colombia. Acta biol. Colomb. 2019;24(1):86-96. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v24n1.72970>

#### ABSTRACT

To determine the coral reef morpho-functional structure of San Andrés, regarding functional benthic diversity and fish (*Lutjanidae*), we evaluated the condition of the coral structure on the leeward side of the island, which is an area impacted by tourism, through diving and fishing. Three sampling sites were evaluated during two years recording the distribution of benthic organisms, environmental variables and Snappers density (*Lutjanidae*). A low density of *Lutjanus jocu* and *Ogurus chrysurus* was found, with a high density of juveniles of *L. apodus* and *L. mahogoni*, which showed a preference for reefs with submassive and brain corals. Algae especially Macroalgae and octocorals were those with the greatest coverage in the reefs, followed by inert substrates, while corals were represented by species with a wide distribution such as *Agaricia agaricites* and *Porites astreoides*. Octocorals correlated negatively with stony corals and that the most widespread fragile corals were the finger. We concluded that there is a higher density of mainly juvenile snappers where there is a greater variety of coral morpho-functional groups, and not necessarily in sites with greater coral coverage. Also, adult snappers were associated with octocoral zones. This shows that morpho-functional diversity is a crucial factor in the permanence of snappers.

**Keywords:** Caribbean Sea, environmental degradation, *Lutjanidae*, reef complexity.

#### RESUMEN

Para determinar la estructura morfo-funcional del arrecife coralino de San Andrés, en términos de diversidad funcional bentónica y peces (*Lutjanidae*), evaluamos el estado de la estructura coralina en sotavento de la isla, la cual es un área impactada por el turismo, a través del buceo y la pesca. Se evaluaron tres sitios de muestreo durante dos años, registrando la distribución de organismos bentónicos, variables ambientales y densidad de pargos (*Lutjanidae*). Se encontró una baja densidad de *Lutjanus jocu* y *Ogurus chrysurus*, con alta densidad de juveniles de *L. apodus* y *L. mahogoni*, los cuales mostraron una preferencia por los arrecifes con corales submasivos y cerebroides. Las algas, especialmente las macroalgas y los octocorales, fueron los de mayor cobertura en los arrecifes, seguidas por los sustratos inertes, mientras que los corales estuvieron representados por especies de amplia distribución como *Agaricia agaricites* y *Porites astreoides*. Los octocorales se correlacionaron negativamente con los corales pétreos y los corales frágiles más extendidos fueron los dediformes. Concluimos que existe una mayor densidad de pargos principalmente juveniles donde existe una mayor variedad de grupos morfo-funcionales de coral, y no necesariamente en sitios con mayor cobertura de coral. Además, los pargos adultos estuvieron asociados con zonas octocorales. Esto muestra que la diversidad morfo-funcional es un factor crucial en la permanencia de los pargos.

**Palabras clave:** Complejidad arrecifal, degradación ambiental, *Lutjanidae*, Mar del Caribe.

## INTRODUCTION

The degradation of coral reefs is a global phenomenon, both in populated and unpopulated human areas, largely due to diseases, algal blooms and anthropogenic impacts caused, mainly, by tourism (Eastwood *et al.*, 2017). Because of this, many Caribbean ecosystems have lost important characteristics and functions as a result of the reduction in biodiversity (Mora *et al.*, 2016). However, this loss, almost always reported for taxonomic species, has caused the role of the structural complexity of coral reefs to be underestimated (Alvarez-Filip *et al.*, 2015). For example, some aquatic activities, which sometimes involve the resuspension of the seabed sediment, have been reported as an important factor in the deterioration of key groups sensitive to sedimentation such as massive scleractinian corals, which play a fundamental role in the morphological and functional stability of reef complexity (Castro-Triana and Pereira-Chaves, 2016).

The archipelago of San Andrés, Providencia, and Santa Catalina accounts for more than 75 % of the coral reefs of Colombia (Díaz *et al.*, 2000). However, the impact of anthropogenic activities, mainly, has induced the replacement of living coral cover with communities of algae and inert substrates (Geister, 1973; Garzón-Ferreira and Rodríguez-Ramírez, 2010).

San Andrés Island is an important tourist destination in the Caribbean and in the last few decades the number of people engaging in diving activities there has increased (James-Cruz and Márquez-Calle, 2011). After the island was declared a free port in 1953, there was an increase of visitors and immigrants, leading to changes in the socio-economic dynamic, going from subsistence fishing to commerce and tourism (Santos-Martínez *et al.*, 2009). This brought with it excessive use of the resources from the coastal ecosystems of the island. These anthropogenic causes produced notable unfavorable changes in the complexity of the coral structure (e.g., low reef architecture), in addition to those arising due to natural causes (Alvarez-Filip *et al.*, 2011). For that reason, efforts have been made to protect coral reefs through Marine Protected Areas (MPAs). These MPAs not only conserve ecosystems but also ensure the production and maintenance of commercial fish stocks, such as snappers, which are an island fishing resource (Santos-Martínez *et al.*, 2009; Sala *et al.*, 2017). In Colombia, the archipelago is a Biosphere Reserve called Seaflower recognized by UNESCO in 2000 and contains MPAs. It was implemented as a conservation and protection system to counteract the impact of intensive tourism, pollution, coastal infrastructure and the uncontrolled extraction of resources (Guerra-Vargas and Mancera-Pineda, 2015; CORALINA, 2016).

Currently, the coral ecosystems of the windward zone of the island receive impacts due to bathers, hotel infrastructure, docks, and ports. While, the reefs of the leeward zone are mostly affected by activities such as diving

and wastewater discharge (James-Cruz and Márquez-Calle, 2011; Abdul azis *et al.*, 2018).

Therefore, this study sought to establish the morpho-functional structure of the leeward reefs of the island of San Andrés and if there is a relationship with snappers. Additionally, (1) it was evaluated if there was a change in the structure of the reefs in the last decades and (2) categories of functional sensitivity of the corals was established. We established three main predictions of the current structure of the leeward reefs of the island: 1) Continuous and growing anthropogenic intervention in the reefs of the leeward zone of the island of San Andrés, would produce a change in the coral coverage, where the corals resistant to sedimentation and those of rapid growth would dominate. 2) The density of macroalgae cover would increase, compared with other studies due, among other reasons, to the loss of coral cover. 3) Density of snappers would be expected to be low due to the lack of coral complexity.

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

San Andrés Island is located to the northwest of Colombia (12°28'-12°36' N; 81°40'- 81°44' W) approximately 240 km off Nicaragua and 800 km off Cartagena, Colombia (IGAC, 1986). Its climate is characterized by a unimodal pattern with an annual average rainfall of 1900 mm, dry season between February and April with an average rainfall lower than 50 mm and a rainy season between June and December with average rainfall is 150 mm. The average annual temperature is 27.4 °C (González and Hurtado, 2012). Marine currents are mainly directed towards the northeast (Geister, 1973).

### Sample collection

We surveyed sampling sites both during dry and rainy seasons of 2013 and 2014, in the western leeward area of San Andrés Island, within the Seaflower Biosphere Reserve. We made five transects in three sites: Luna Verde (LV) in the extreme southern zone (12°29'7" N, 81°44'2" W), Wild Life (WL) in the south-center (12°30'30" N, 81°43'47" W) and Bajo Bonito (BB) in the northern zone (12°35'11" N, 81°42'59" W). The environmental variables of temperature and depth were measured. Previous studies have shown that these variables influence the structure of the reefs of San Andres Island (Sierra-Rozo *et al.*, 2012; Abril, in press). Data used for this study were obtained from the Santos-Martínez, (2012) research project.

### Fishes and coral reefs

Field research was endorsed using taxonomic guides and participation of experts to reduce uncertainty regarding size and abundance estimation. To estimate the abundance of Snappers species, visual censuses were carried out on



Isabella González-Gamboa, Adriana Santos-Martínez, Yimí Herrera-Martínez

sixty transects each of 50x2 m, using diving equipment (Sierra-Rozo *et al.*, 2012; Abril, in press). Taxonomic keys of Greenberg (1986), Chaplin and Scott (1972), and Humann, (1996) were used. Seven size classes of 10 cm were used for the estimation of body length. Subsequently, size classes were discriminated in juveniles and adults, depending on maturity size described for each species in Hawkins, (2007), Claro and Lindeman, (2008) and Froese and Pauly, (2017).

Corals were sampled using sixty 50 x 0.6 m video transects. The form was estimated by the type of growth and the distribution of the hard coral, soft coral, and other biota was determined. Transects were located randomly in each area, at 10 m each (CARICOMP, 2001). Videos of the transects were also made, which were later analyzed, specialized researchers.

The cover was determined at coral species level when possible and was also classified into morpho-functional categories (CARICOMP, 2001; Abril, in press). The morpho-functional categories were: finger corals (FinC), fleshy corals (FleC), massive brain corals (BraC), leaf corals (LeaC), encrusting corals (EncC), pillar corals (PilC), branching corals (BranC), great star corals (StaC), submassive corals (SubC), flower and cup corals (F&C), hydrocorals (Hyd), octocorals (Oct), algae (Alg), sponges (Spo), organisms (Org) (ascidians, forams), seagrasses (SeaG), bare rubble (BARr), bare sediment (BARS) calcareous substrate (SCa) and other (Othe).

Based on the works of Nugues and Roberts, (2003) Mora *et al.*, (2016), among others; we define a classification of functional sensitivity of corals to bleaching, fragmentation, and sedimentation. The following groups were established: corals susceptible to fragmentation (CSF) included LeaC, PilC, BranC and FinC; corals resistant to fragmentation (CRF) comprised of StaC and SubC; corals susceptible to sedimentation (CSS) composed of StaC, BraC, and SubC; and corals susceptible to bleaching (CSB) constituted by BranC, FinC and Hyd.

Also, we performed the comparison of our data with coral coverage studies of Garzón-Ferreira and Rodríguez-Ramírez, (2000) and Rodríguez-Ramírez *et al.*, (2005).

#### Numerical analysis

Reef cover data was transformed to relative abundance by transect and density ind/500 m<sup>2</sup>. Some relationships between the variables were calculated to identify deterioration indexes: total coral cover/encrusting coral cover (CTC/EncC), algae/coral (Alg/COR), coral susceptible to sedimentation/ coral susceptible to bleaching (CSS/CSB). Shapiro-Wilk normality test was performed to select parametric or non-parametric methods. Spatial and temporal  $\alpha$ -diversity was calculated as the effective number of species:  $N1 = \exp(H')$ , where  $H'$  is the Shannon entropy index (Jost, 2006). Whittaker's beta diversity was calculated:  $\beta w = \gamma / \alpha$ , where  $\alpha$  is the average number of species per unit obtained from a sample of  $n$

units within an area and  $\gamma$  is the total number of species for this area (Whittaker, 1960). This latter index indicates the replacement rate as a percentage. A non-metric multidimensional scaling (nMDS) was performed with the similarity index of Bray-Curtis (Shepard, 1962a; Shepard, 1962b; Kruskal, 1964), using the percentage of difference as a measure of similarity (Bray and Curtis, 1957), with the purpose of establishing possible spatial variations in the structure of reefs. The possible relationship between the structure of the reef cover and environmental variables (including snappers as an indirect predictor variable) were standardized and evaluated with a canonical correspondence analysis (CCA) (Terbraak, 1986). Analyses were performed using Excel 2013, Past 3 and PRIMER V6.

## RESULTS

### Cover of benthic organisms and non-living substrate

A total of 60 cover morphotypes were found, between benthic organisms and non-living substrate, which were grouped into 20 morpho-functional categories. Alg was the most abundant category, followed by SCa and Oct (Fig.1). By morphotypes, macroalgae (MaAlg), calcareous pavement (CALP) and sand sediment were the most abundant; others registered areas of less than 10 %. All sampling sites were dominated by algae cover (226 ind/500 m<sup>2</sup>), while all corals recorded very low cover (117 ind/500 m<sup>2</sup>), only SubC and EncC had cover greater to 12 ind/500 m<sup>2</sup> in all sites. Total percentage of coral was mainly correlated with EncC ( $r = 0.76$ ;  $p < 0.001$ ), SubC ( $r = 0.72$ ;  $p < 0.001$ ) and pinnate branching octocoral ( $r = 0.81$ ;  $p < 0.001$ ). Significant correlations were found among relative abundances using only corals; direct between CSF and FinC ( $r = 0.85$ ;  $p < 0.001$ ) and inverse between Oct and CRF ( $r = -0.92$ ;  $p < 0.001$ ) and Oct and Alg/COR ( $r = -0.6$ ;  $p < 0.001$ ).

CSS were correlated with *Orbicella franksi* ( $r = 0.5$ ;  $p < 0.001$ ), articulated calcareous algae (ArtCALg;  $r = 0.5$ ;  $p < 0.001$ ), ball-shaped sponges (BALS;  $r = 0.6$ ;  $p < 0.001$ ) and dead coral (DEAC;  $r = 0.60$ ;  $p < 0.001$ ). While the CSBs were correlated with the FinC ( $r = 0.6$ ;  $p < 0.001$ ).

In general, the structure of coral diversity ( $N1$ ) in the leeward zone of San Andrés is similar throughout the island, with low species turnover (BB= 9.37; LV= 8.77; WL= 10.3) and there is a low turnover between sites ( $\beta wLV = 2.34$ ;  $\beta wWL = 2.19$ ;  $\beta wBB = 2.03$ ). However, a greater difference (distance) was observed between the density of organisms of WL and LV, while BB had similar density with the other sites (Fig.2).

Between years, species richness was similar [ $N1$  (2013) = 11.5;  $N1$  (2014) = 9.06], without appreciable variations in beta diversity ( $\beta w2013 = 2.10$ ;  $\beta w2014 = 2.14$ ). MacAlg and ArtCALg increased, while crustose coralline algae (CruCALg)

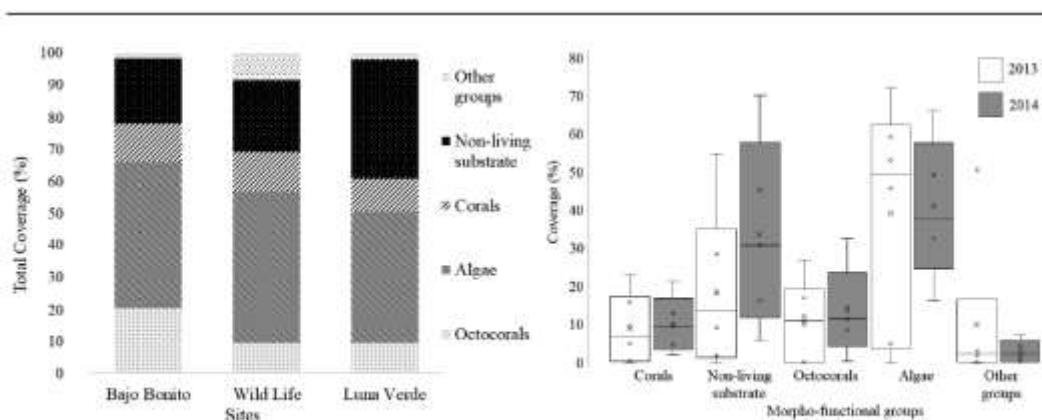


Figure 1. Cover percentages of the most abundant morpho-functional categories in the leeward reefs of the island of San Andrés by years (right) and sampling sites (left). White box= 2013, Grey box= 2014; Other groups = invertebrates, sea grasses and others.

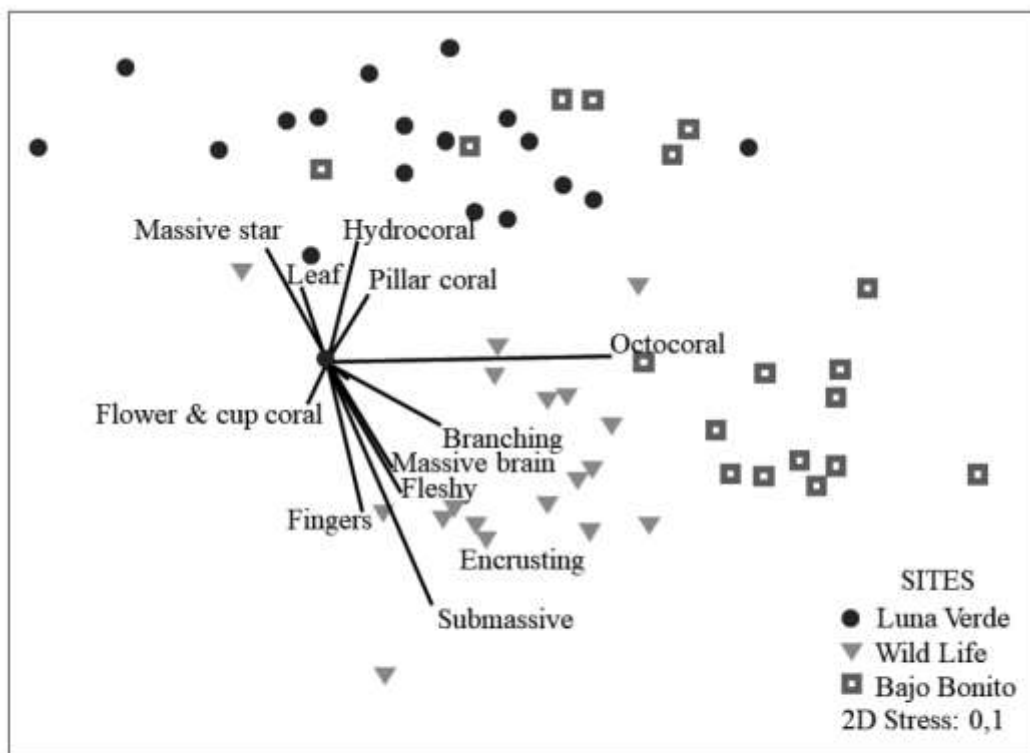


Figure 2. Bray-Curtis based non-metric multidimensional scaling (nMDS) of the benthic reef organisms at the three sampling sites. The relative contribution of the morpho-functional categories of corals to the variation in the structure by sites using Spearman correlation.



Isabella González-Gamboa, Adriana Santos-Martínez, Yimy Herrera-Martínez

and turf algae (TurAlg) decreased between 2013 and 2014. During this period, CALP and Oct also increased.

Regarding environmental variables, Wild Life site was the deepest, followed by Bajo Bonito and Luna Verde. The temperature was similar at all the sites with minimum variations from the average of 0.4 degrees. Regarding climatic periods, the dry season was slightly warmer (mean =  $27.6 \pm 0.37$  SD) than the rainy season (mean =  $27.5 \pm 0.49$  SD). The temperature correlated slightly with the abundance of adult *Lutjanus apodus* ( $r = -0.23$ ;  $p < 0.07$ ) and with the depth of juvenile *Ocyurus chrysurus* ( $r = -0.24$ ;  $p < 0.06$ ).

Finally, we observed in the comparison of the coverage of live coral (hard coral) and algae, that since the year 1998 there had been a decrease in live coral cover and an increase in algae (Table 1).

### Fishes

A total of 96 Lutjanids belonging to two genera and four species were registered, 69 % were juveniles, and 31 % were adults. *L. apodus* (5.8 ind/500 m<sup>2</sup>) and *Lutjanus mahogoni* (1.8 ind/500 m<sup>2</sup>) were the most abundant; *Lutjanus jocu* and *O. chrysurus* showed the density of 0.2 ind/500 m<sup>2</sup> each. *L. jocu* and *O. chrysurus* were only observed during the rainy season of 2013 at low abundance. The density of Lutjanids was similar in all the sites; Wild Life (8.75 ind/500 m<sup>2</sup>), followed by Luna Verde and Bajo Bonito with 7.75 ind/500 m<sup>2</sup> and 7.5 respectively. However, the adults of *L. mahogoni* ( $r = -0.38$ ) and *L. apodus* ( $r = -0.67$ ) were correlated with the axes of the nMDS, indicating that these species have high densities in Bajo Bonito area in octocoral zones, while juveniles have higher density in Luna Verde and Wild Life, areas dominated by calcareous substrate (Fig. 3).

Finally, in the canonical correspondence analysis, a relationship was observed between environmental variables, coral coverage and Lutjanids (Fig. 4). Apparently, the SubC and BranC tend to grow deeper, and these were associated with the presence of juvenile lutjanids, while StaC and Sca were found in shallow areas. Mature adults were constant in BARS. Other categories did not show a greater relationship with environmental variables. Depth was a determining variable in the structure of the reef in the studied area, and it had a high correlation with axis 1.

### DISCUSSION

Our results indicate that the structure of the reef on the leeward side of San Andrés Island has deteriorated over the last 20 years (Table 1). In this area, only three types of cover dominate 60 % of the reefs: algae, octocorals and inert substrates. Although the taxonomic structure of the corals is like that observed in most tropical Caribbean reefs (Alevizon and Porter, 2015), the functional structure is possibly being altered by anthropogenic actions, mainly aquatic activities that are increasing with tourism.

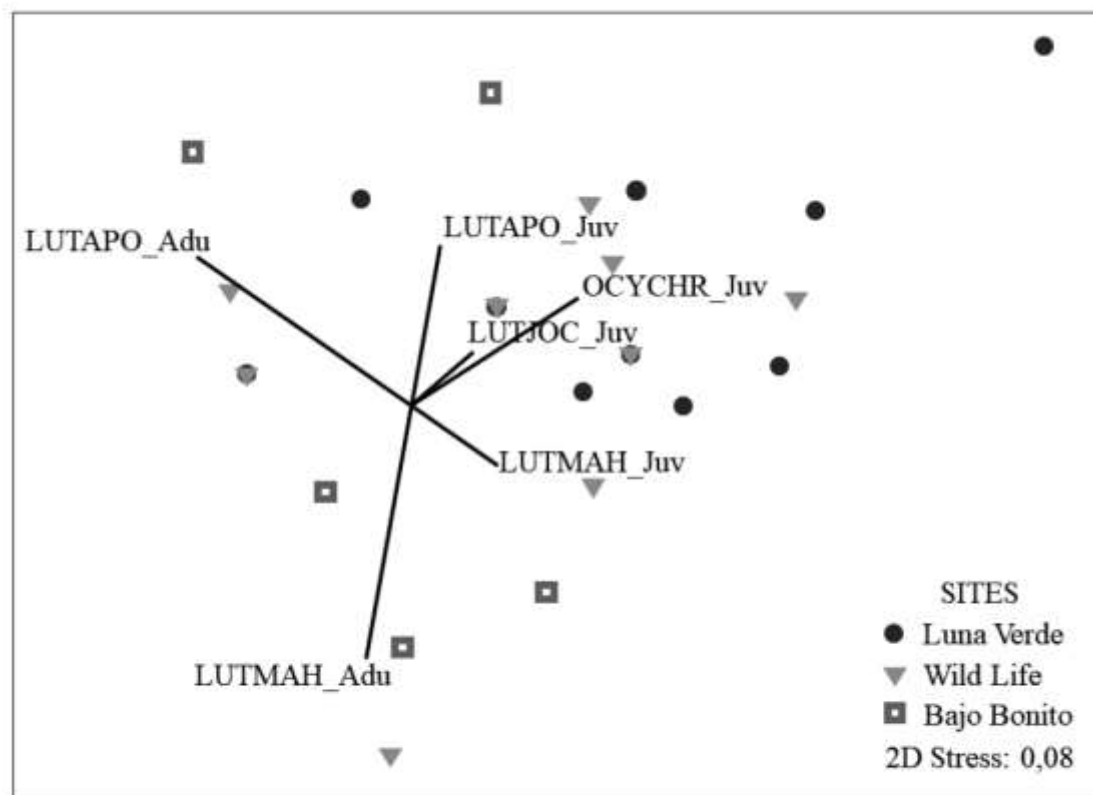
The increase in macroalgae cover has been considered an indicator of reef degradation (Tanner, 1995; McCook et al., 2001; Hughes et al., 2007). The death of corals, due to the effects of sedimentation and fragmentation, is one of the reasons for which the cover of macroalgae has increased. Macroalgae have faster growth rates than corals and colonize substrates of dead coral. We found that the algae (Turf algae, calcareous form, crustose coralline algae, and macroalgae) occupy more than 45 % of the reefs, an increase compared to the 40 % observed almost two decades ago (Garzón-Ferreira and Rodríguez-Ramírez, 2000; Garzón-Ferreira and Rodríguez-Ramírez, 2010). Additionally, algae are also favored by the enrichment of the marine waters caused by the wastewaters of the island, which have increased with the growth of the islands resident and tourist population (Gavio et al., 2010; James-Cruz and Márquez-Calle, 2011). This waste is discharged through a marine outfall that drains into the leeward zone of the island. Another factor that favors the proliferation of macroalgae is the low presence of herbivores (Mumby, 2006) and the dominance of coral-eating fish (e.g., some species of Pomacentridae). On the island, the coral-eating fish are one of the dominant groups, and their abundance is increasing due to the low presence of piscivorous fish such as snappers (Sierra-Rozo et al., 2012).

In more than a decade, reefs went from being dominated by stony corals (Garzón-Ferreira and Rodríguez-Ramírez, 2000) to possibly being shaped primarily by octocorals and inert substrates. Apparently, octocorals are more resistant to the constant changes produced by anthropogenic factors. Our results indicate that octocorals are a negative factor about some groups of stony corals. For example, they increased when corals resistant to fragmentation decreased. Octocorals have a great capacity to adapt to environments

Table 1. Comparison of coverage percentage of coral (stony corals) and algae in the leeward zone of San Andres Island.

	Our study		Rodríguez-Ramírez <i>et al.</i> , (2005)	Garzón-Ferreira and Rodríguez-Ramírez (2000)		
	Years					
	2014	2013	2005	2000	1999	1998
Corals	9.40	9.98	17	22.1	25.6	26.9
Algae	40.6	49.9	46	33*	36*	26*

\*values obtained approximate of graphics of documents.



**Figure 3.** Bray-Curtis based non-metric multidimensional scaling (nMDS) of benthic morpho-functional cover in the leeward reefs of the San Andrés Island. The relative contribution of the Lutjanids found by size to the variation of the structure of the benthic community with Spearman correlation was included. Species and sizes of the Lutjanids: LUTAPO = *Lutjanus apodus*, LUTJOC = *Lutjanus jocu*, LUTMAH = *Lutjanus mahogoni*, OCYCHR = *Ogurus chrysurus*; Adu = Adult, Juv = Juvenile.

deteriorated by sedimentation, and they have higher growth rates than other corals (Velásquez and Sánchez, 2015). This may facilitate its colonization of the degraded reefs of San Andres Island.

The decrease in the cover of stony corals around San Andres Island in the last decades has been caused, among other things, likely by the resuspension of particles caused by tourist activities. Stony corals die when their polyps become clogged causing the zooxanthellae to be expelled (Birrell *et al.*, 2005). Also, we observed that these reefs are affected by corals breaking, which manifested itself in many fragments of dead coral on calcareous substrates. This study suggests that the leeward reefs of San Andrés are more exposed to sedimentation because this area has a lower incidence of winds, which is why most of the sites for diving activities were established there (James-Cruz and Márquez-Calle, 2011).

Although the taxonomic structure is similar between sites, the morpho-functional structure is different. It is important

to study additional functional features to the taxonomy in the reefs, which will help to identify patterns of coral loss or recovery better; especially for being susceptible to tourists essentially diverse. To the south of the island, snorkeling and diving are common activities, where tourists rarely touch the bottom (LV), while towards the central area (WL), in addition to the previously mentioned activities, tourists also take part in underwater walks (James-Cruz and Márquez-Calle, 2011). Probably the greatest amount of underwater activities is carried out in WL than in LV and BB, which have the most significant effect on massive starlet corals, which are more sensitive to sedimentation (Castro-Triana and Pereira-Chaves, 2016). The presence of stony corals benefits other species, such as juvenile snappers, which tend to take refuge in their cavities (Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Sierra-Rozo *et al.*, 2012; Huijbers *et al.*, 2015). This is the reason why there are more juvenile snappers in LV.

Isabella González-Gamboa, Adriana Santos-Martínez, Yimy Herrera-Martínez

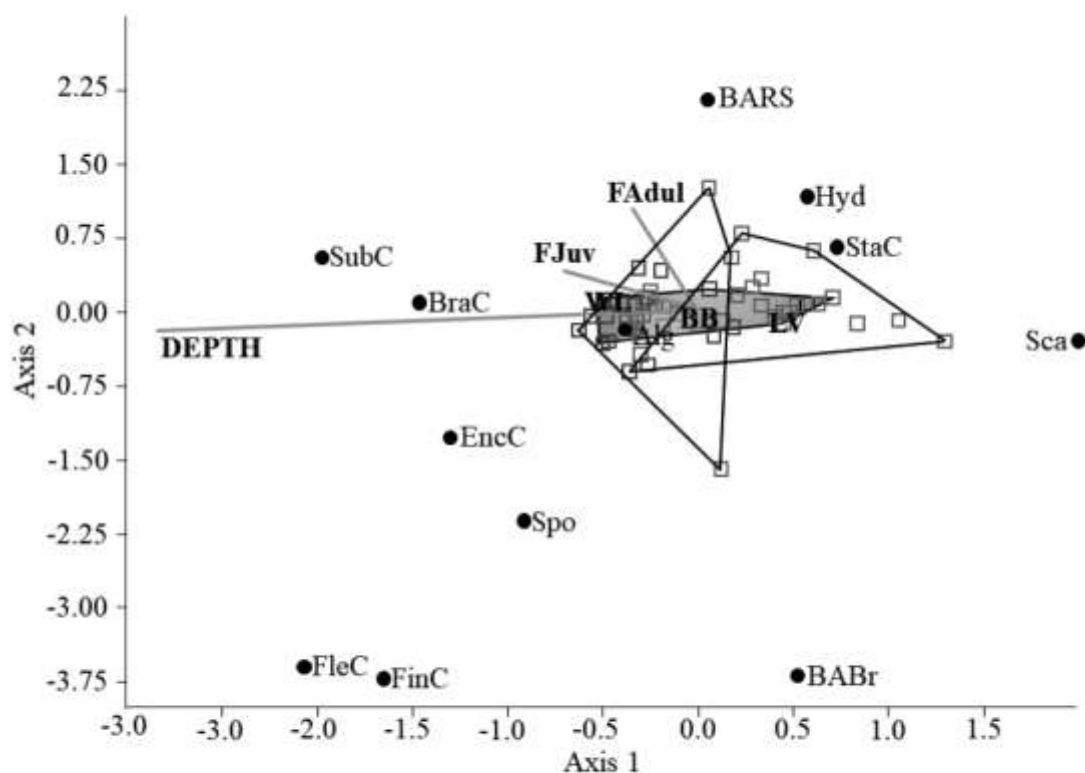


Figure 4. Canonical correspondence analysis (CC) with the first two axes for the categories of benthic organisms, inert substrates, and environmental variables. CC 1: 91.3 % ( $p < 0.03$ ), CC 2: 7.6 % ( $p < 0.6$ ). Fjuv = juvenile fish and Fadol = adult fish.

We found that coral reef cover in the leeward zone of San Andrés has decreased drastically in the last two decades. We estimated that in the last 15 years, 1.2 % of the cover had been lost per year. This indicates that the reefs of San Andrés are going through a process of biota deterioration and alteration of their functioning. Based on this scenario, our results indicate that *Agaricia agaricites* and *Porites astreoides* are the species that have contributed most to the degradation process in this area of the island. *A. agaricites* is a generalist species that can survive impacts, as they have a high colonization rate and a phenotypic plasticity which allows them to adapt to several substrates (Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Vidal *et al.*, 2005) and *P. astreoides* is a coral that is resistant to fragmentation and abrupt changes in the system (Darling *et al.*, 2012).

On the other hand, other species may be at greater risk, because they are more vulnerable, as is the case of *Porites porites* and *Madracis mirabilis*, corals susceptible to fragmentation and bleaching (Nugues and Roberts, 2003). These two species are still found in the reefs of San Andres Island, but, if the current impacts persist, in the future they

could follow the same path as *Acropora palmata*. *A. palmata* occupied 55 % (Díaz-Pulido *et al.*, 2004) of the reefs of the island and currently we only find 0.1 %.

The loss of cover of these and other species implies low structural and topographic complexity which influences the decrease of organisms at important stages of their development (Kimirei *et al.*, 2013; Mora *et al.*, 2016; Richardson *et al.*, 2017). It is important, therefore, to protect not only species, but also coral groups that provide morphological diversity to coral reefs. In this case, the WL site, which has the largest number of coral functional groups, should receive special conservation attention, along with the LV site, which reports snappers at an early stage of development and provides good habitat conditions for the fish. However, a low density of snappers was found in our study (1 ind/ 500 m<sup>2</sup>), like that found in other Caribbean reefs (Alevizon and Porter, 2015; Alvarez-Filip *et al.*, 2015). However, research on the assessment of fishery resources, traditional and industrial fishing carried out in Seaflower, shows the year-on-year decrease in catches of snappers in both fisheries (Santos-Martínez *et al.*, 2013). Also, the



type of fishing with harpoon which is not registered to the authorities on the island and that is carried out in the zones of our study is one of the factors of reduction of snappers. This low presence of snappers can reduce the biological control of herbivorous, which can damage the coral, thus allowing the establishment of algae (Wilkinson, 2000; Weil, 2006).

Moreover, around the island, several important relationships between the benthic components of the reef were found. Corals were susceptible to sedimentation correlated positively with articulated calcareous algae, sponges and dead coral. This was possible because: calcareous algae have strategies to avoid herbivory, sponges are more abundant in environments with more nutrients, and dead coral is possibly derived from coral that is sensitive to fragmentation (Barrios *et al.*, 2003; Zea *et al.*, 2007). Therefore, all the above were where there were mainly brain and massive corals, which are more resistant to damage. This shows the importance of finding relationships among all the biotic components of the reef, which can be inferred from the system and about which we still need to know more.

Finally, the environmental variable that influenced the structure of the community was depth. Although the inherent characteristics of the corals influence the depths they occupy (Díaz *et al.*, 2000), it is possible that the frequent presence of tourists in shallow areas, more than in the deep areas of the reef, influences the permanence of the corals due to the negative effects of the anthropogenic intervention. It should be noted that during our study there were no typical environmental events in the Caribbean (storms, hurricanes) that could have influenced the results. Although bleaching and climate change are important factors in the loss of coral, it was not possible to evaluate them in this study.

Due to disturbances that affect the reefs, such as intensive tourism and the other factors described above, and to preserve the biodiversity of the marine area of the archipelago as a tool for the protection of marine ecosystems, the Seaflower protected marine area was created in 2005 (CORALINA, 2016). However, it is necessary that protection regulations are in line with tourism and that the actors that influence them to carry out tourist awareness programs so that their visit will be responsible, especially when the object is to observe the coral reefs.

## CONCLUSIONS

San Andres is an island that has experienced several impacts due to the excessive use of its natural resources, especially its marine systems. Nautical activities, overfish, constant contamination from the discharge of wastewater and the disturbances through which it has passed year after year has homogenized the biota existing in these systems. Organisms such as algae (especially macroalgae and crustose coralline

algae) and octocorals are dominant in all the reefs of the leeward zone of the island, while other forms of coral growth are in low percentages. Hard coral cover is mainly composed of species that have life strategies that allow them to overcome the unfavorable and generally sudden conditions of the system. The variations in the structure of the leeward reefs of the island seem to be influenced by depth. The snappers were scarce, and although they did not directly influence the coral structure, they are an indicator of coral reef degradation; fishing, and human intervention is probably the most important cause of this low abundance. Tourists have greatly influenced this area since it is a recommended area for diving, a factor contributing to the deterioration and low reef complexity of these ecosystems. It is recommended that changes in the structure of benthic organisms and inert substrates over the years are monitored, taking into account additional factors such as the frequency of coral diseases, fisheries, negative natural events and the frequency of tourists visiting these areas, in order to make an integral monitoring system of this protected marine area effective, which will allow not only protect coral reefs but also, among others, fish of commercial interest such as snappers.

## ACKNOWLEDGMENT

Special thanks to Amilcar Cupul Magaña and Alma Paola Rodríguez from the Universidad de Guadalajara - Centro Universitario de la Costa, Puerto Vallarta - México, with whom we have carried out this joint research and data collection, with the collaboration of Manuel Angarita diver from San Andrés Island. Sincere thanks to Fabián Alejandro Rodríguez Zaragoza and the students of Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, División de Ciencias Biológicas y Ambientales - Departamento de Ecología de la Universidad de Guadalajara, who quantified the video transects used in this study. Thanks to the Research Group Manejo Integrado de Ecosistemas y Biodiversidad - XIUA, UPTC for its support during the data analysis and writing process and Alexis Conneely for his support in the translation. Also, thank Alejandro Abril for his time and knowledge in the information and the revision of this document. The present contribution was supported by Universidad Nacional de Colombia -Sede Caribe, Universidad de Guadalajara - Centro Universitario de la Costa, Puerto Vallarta - México and Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia with funding through the Joven Investigador stimulus fund - UPTC.

## CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that they do not have any conflict of interest.

## REFERENCES

- Abdul aziz P, Mancera-Pineda JE, Gavio B. Rapid assessment of coastal water quality for recreational purposes: Methodological proposal. *Ocean Coast Manag.* 2018;151: 118-126. Doi: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.10.014>
- Abril A. Partición de la diversidad de peces en cinco zonas arrecifales del Caribe occidental (Tesis Magíster en Ciencias, Biología - Línea Biología Marina). Santa Marta: Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (CECIMAR), Universidad Nacional de Colombia- Sede Caribe, in press. p. 74.
- Alevizon WS, Porter JW. Coral loss and fish guild stability on a Caribbean coral reef: 1974-2000. *Environ Biol Fish.* 2015;98(4):1035-1045. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-014-0337-5>
- Alvarez-Filip L, Dulvy NK, Côté IM, Watkinson AR, Gill JA. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecol Appl.* 2011;21:2223-2231. Doi: <http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761.2010.1890.1051-0761>
- Alvarez-Filip L, Paddock MJ, Collen B, Robertson DR, Côté IM. Simplification of Caribbean reef-fish assemblages over decades of coral reef degradation. *PLoS ONE.* 2015;10(4):1-14. Doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0126004>
- Barrios J, Sant S, Méndez E, Ruiz L. Macroalgas asociadas a arrecifes coralinos en el Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Saber.* 2003;15(1-2):28-32.
- Birrell CL, McCook LJ, Willis BL. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Mar Pollut Bull.* 2005;51(1):408-414. Doi: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.022>
- Bray JR, Curtis JT. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecol Monogr.* 1957;27(4):325-349. Doi: <http://dx.doi.org/10.2307/1942268>
- CARICOMP-Caribbean Coastal Marine Productivity. Caricomp Methods Manual - Levels 1 and 2, Manual of Methods for Mapping and Monitoring of Physical and Biological Parameters in the Coastal Zone of the Caribbean. Kingston, Jamaica: Centre for Marine Sciences, Florida Institute of Oceanography; 2001. p. 91.
- Castro-Triana LA, Pereira-Chaves JM. Impacto de la actividad turística sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Colombia. *Cuad Invest UNED.* 2016;8(1):13-23. Doi: <http://dx.doi.org/10.22458/urj.v8i1.1217>
- CORALINA. Áreas Marinas Protegidas. San Andrés, Colombia: Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; 2016. [Cited: 4 Apr 2018]. Available in: <http://www.coralina.gov.co/coralina/ordenacionterritorial/areas/areasprotegidas.html>
- Chaplin CG, Scott P. Fishwatchers guide to West Atlantic coral reefs. Newton Square, USA: Harrowood Books; 1972. p. 65.
- Claro R, Lindeman KC. Biología y manejo de los pargos (Lutjanidae) en el Atlántico occidental. La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA; 2004. p. 472.
- Darling ES, Alvarez-Filip L, Oliver TA, McClanahan TR, Côté IM, Bellwood D. Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecol Lett.* 2012;15(12):1378-1386. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01861.x>
- Díaz-Pulido G, Sánchez JA, Sven Z, Díaz JM, Garzón-Ferreira J. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Rev Acad Colomb Cienc Exactas, Fis Nat.* 2004;28:337-347.
- Díaz JM, Barrios LM, Cendales MH, Garzón-Ferreira J, Geister J, Parra-Velandia F, et al. Áreas coralinas de Colombia. Santa Marta, Colombia: INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No 5; 2000. p. 176.
- Eastwood EK, Clary DG, Melnick DJ. Coral reef health and management on the verge of a tourism boom: A case study from Miches, Dominican Republic. *Ocean Coast Manag.* 2017;138:192-204. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.01.023>
- Froese R, Pauly D. FishBase; 2017. [Cited: 30 Aug 2017]. Available in: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)
- Garzón-Ferreira J, Rodríguez-Ramírez A. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia año 2000. In Santos M, editor. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: 2000. Santa Marta, Colombia: INVEMAR, Serie Documentos Generales 3; 2000. p. 25-36.
- Garzón-Ferreira J, Rodríguez-Ramírez A. SIMAC: Development and implementation of a coral reef monitoring network in Colombia. *Rev Biol Trop.* 2010;58(Suppl. 1):67-80. Doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v58i1.20024>
- Gavio B, Palmer-Cantillo S, Mancera JE. Historical analysis (2000-2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Mar. Pollut. Bull.* 2010;60(7):1018-1030. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.025>
- Geister J. Los arrecifes de la isla de san andrés (Mar Caribe, Colombia). *Mitt Inst Colombo-Aleman Invest Cient.* 1973;7:211-228.
- González OC, Hurtado G. Caracterización climática del Archipiélago de San Andrés y Providencia. In Gómez-López DI, Segura-Quintero C, Sierra-Correa PC, Garay-Tinoco J, editors. Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Serie de P. Santa Marta, Colombia: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andréis" -INVEMAR- y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA-;2012. p. 47-52.
- Greenberg I. Guide to corals and fishes of Florida, the Bahamas and the Caribbean. Miami, USA: Seahawk Press; 1986. p. 65.



- Guerra-Vargas LA, Mancera-Pineda JE. Evaluación de amenazas antropogénicas en ecosistemas de playa en San Andrés, una isla pequeña del Caribe suroccidental. *Bol Invest Mar Cost*. 2015;44(1):33-54. Doi: <http://dx.doi.org/10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.19>
- Hawkins JP, Roberts CM, Gell FR, Dytham C. Effects of trap fishing on reef fish communities. *Aquat Conserv*. 2007; 17(2):111-132. Doi: <http://dx.doi.org/doi:10.1002/aqc.784>
- Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-Guldberg O, McCook L, et al. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Curr Biol*. 2007;17(4):360-365. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2006.12.049>
- Huijbers CM, Nagelkerken I, Layman CA. Fish movement from nursery bays to coral reefs: a matter of size? *Hydrobiologia*. 2015;750(1):89-101. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2162-4>
- Humann P. Reef fish identification. 2 ed. Florida, USA: New World Publications Inc; 1996. p. 109-121.
- IGAC-Instituto Geográfico Agustín Codazzi. San Andrés y Providencia: Aspectos geográficos. Bogotá, Colombia: IGAC; 1986. p. 156.
- James-Cruz JL, Márquez-Calle G. Valoración económica del buceo como estrategia de uso sostenible de la biodiversidad marina, Archipiélago de San Andres y Providencia, Caribe Colombiano. *Gest Ambien*. 2011;14(1):37-53.
- Jost L. Entropy and diversity. *Oikos*. 2006;113(2):363-375. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kimirei IA, Nagelkerken I, Trommelen M, Blankers P, van Hoytema N, Hoeymakers D, et al. What Drives Ontogenetic Niche Shifts of Fishes in Coral Reef Ecosystems? *Ecosystems*. 2013;16(5):783-796. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9645-4>
- Kruskal JB. Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika*. 1964;29(2):115-129. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/bf02289694>
- McCook L, Jompa J, Diaz-Pulido G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*. 2001;19(4):400-417. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s003380000129>
- Mora C, Graham NAJ, Nyström M. Ecological limitations to the resilience of coral reefs. *Coral Reefs*. 2016;35(4):1271-1280. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-016-1479-z>
- Mumby PJ. The impact of exploiting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. *Ecol Appl*. 2006;16(2):747-769. Doi: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[0747:TIOEGS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0747:TIOEGS]2.0.CO;2)
- Nugues MM, Roberts CM. Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. *Coral Reefs*. 2003;22(4):507-516. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-003-0338-x>
- Richardson LE, Graham NAJ, Hoey AS. Cross-scale habitat structure driven by coral species composition on tropical reefs. *Sci Rep*. 2017;7(7557):1-13. Doi: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-08109-4>
- Rodríguez-Ramírez A, Garzón-Ferreira J, Bejarano-Chavarro S, Navas-Camacho R, Reyes-Nivia MC, Duque G, et al. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. In INVEMAR, editor. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2004. Serie de Publicaciones Periódicas, No. 8. Santa Marta: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés"-INVEMAR; 2005. p. 77-114.
- Sala E, Giakoumi S, Handling editor: Linwood P. No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES J Mar Sci*. 2017;fsx059-fsx059. Doi: <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Santos-Martínez A, Hinojosa S, Sierra-Rozo O. Proceso y avance hacia la Sostenibilidad Ambiental: La Reserva de la Biosfera Seaflower, en el Caribe Colombiano. *Cuadernos del Caribe*. 2009;(13):7-23.
- Santos-Martínez A. Conectividad ecosistémica a partir de la ontogenia de peces arrecifales en la Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe insular colombiano: Fase II San Andrés, Cayos del Sur y Bancos del Norte. Proyecto de Investigación Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe. 2012, Hermes código 12388. p. 19.
- Santos-Martínez A, Mancera-Pineda JE, Castro-González E, Sjogreen-Velasco M, Torres-Rodríguez J. Propuesta para el plan de manejo pesquero de la zona sur del Área Marina Protegida en la Reserva de Biosfera Seaflower. Bogotá: Editorial Unibiblios. Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe; 2013. p. 80.
- Shepard RN. The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. I. *Psychometrika*. 1962a;27(2):125-140. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/bf02289630>
- Shepard RN. The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function. II. *Psychometrika*. 1962b;27(3):219-246. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/bf02289621>
- Sierra-Rozo O, Santos-Martínez A, Acero A. Prospección ecológica del manglar y praderas marinas como hábitats de cría para peces arrecifales en San Andrés Isla, Caribe insular Colombiano. *Bol Invest Mar Cost*. 2012;41(2):375-398. Doi: <http://dx.doi.org/10.25268/bimc.invemar.2012.41.2.93>
- Tanner JE. Competition between scleractinian corals and macroalgae: An experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *J Exp Mar Bio Ecol*. 1995;190(2):151-168. Doi: [http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-0981\(95\)00027-0](http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00027-0)
- TerBraak CJF. Canonical correspondence analysis: a new eigen vector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 1986;67:1167-1179.

Isabella González-Gamboa, Adriana Santos-Martínez, Yimí Herrera-Martínez

---

- Velásquez J, Sánchez JA. Octocoral Species Assembly and Coexistence in Caribbean Coral Reefs. *PloS ONE*. 2015;10(7):e0129609. Doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0129609>
- Vidal AM, Villamil CM, Acosta A. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Bol Invest Mar Cost*. 2005;34(1):211-226. Doi: <http://dx.doi.org/10.25268/bimc.invemar.2005.34.0.241>.
- Weil E. Diversidad y abundancia relativa de corales, octocorales y esponjas en el Parque Nacional Jaragua, República Dominicana. *Rev Biol Trop*. 2006;54(2):423-443. Doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v54i2.13885>
- Whittaker RH. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Washington, D.C: Ecological Society of America; 1960. p. 279-338.
- Wilkinson C. Status of coral reefs of the world: 2000. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science; 2000. p. 363.
- Zea S, Gómez ML, Chaves-Fonnegra A, Zea S, Gómez ML. Abundance of the Excavating Sponge *Cliona Delitrix* in Relation To Sewage Discharge At San Andrés Island , Sw Caribbean, Colombia. *Bol Invest Mar Cost*. 2007;36(1):63-78. Doi: <http://dx.doi.org/10.25268/bimc.invemar.2007.36.0.201>

### **3. CONCLUSIONES GENERALES**

Existen cambios en la cobertura morfo-funcional de los arrecifes de la zona de sotavento de la isla de San Andrés, espacial y temporalmente, donde los cambios en el tiempo son más notables. En los sitios donde los arrecifes fueron más complejos hubo mayor abundancia de pargos en estado juvenil, lo que demuestra su función de refugio, alimentación y crecimiento.

En todos los arrecifes de la zona de sotavento de la isla predominan los organismos como las algas (especialmente las macroalgas y las algas coralinas costrosas) y los octocorales, mientras que otras formas de crecimiento de coral se encuentran en porcentajes bajos. La cobertura de coral duro está compuesta principalmente por especies que tienen estrategias de vida que les permiten superar las condiciones desfavorables y generalmente repentinas del sistema. Las variaciones en la estructura de los arrecifes de sotavento de la isla parecen estar influenciados por la profundidad.

Los pargos fueron escasos, y aunque no influyeron directamente en la estructura del coral, son un indicador de la degradación de los arrecifes; la pesca y la intervención humana es probablemente la causa más importante de esta baja abundancia.

Los turistas o la pesca ilegal con arpón pueden estar influyendo en esta área ya que es un área recomendada para el buceo, lo que podría ser un factor que contribuye a la baja complejidad de los arrecifes y poca abundancia de pargos.


En la isla de San Andrés se presentan varios impactos sobre los arrecifes coralinos debido al uso excesivo de sus recursos naturales, especialmente sus sistemas marinos. Las actividades náuticas, la sobrepesca, la contaminación constante por la descarga de aguas residuales, el rompimiento de organismos por embarcaciones y las perturbaciones a través de las cuales ha pasado año tras año, posiblemente han homogeneizado la biota existente en estos sistemas.

Se recomienda monitorear los cambios en la estructura de los organismos bentónicos y sustratos inertes a lo largo de los años, teniendo en cuenta factores adicionales como la frecuencia de las enfermedades de los corales, la pesca, los eventos naturales negativos y la frecuencia de los turistas que visitan estas áreas, con el fin de hacer efectivo un sistema de monitoreo integral de esta área marina protegida, que permitirá tomar medidas de manejo para proteger los arrecifes de coral y su fauna asociada, entre otros, como los peces de interés comercial.



## 4. ANEXOS

Anexo 1. Guía de utilizada para el registro de peces arrecifales (WWF, 2016).

	<b>Mejores Prácticas de Pesca en Arrecifes Coralinos</b>	
	<b>I. Registro del Censo Visual de Peces Arrecifales</b>	
Formato para la Captura de Información de peces arrecifales comerciales y no comerciales		
<b>INSTRUCTIVO</b>		
A. Antes de iniciar el llenado de datos de campo en el presente formato, es necesario ingresar la siguiente información.		
<b>Nombre del Proyecto:</b>		
Monitoreo ecológico San Andrés Isla, Colombia		
<b>Institución Responsable:</b>		
CUCosta UdeG y UNAL Sede Caribe		
<b>Persona Responsable:</b>		
Amílcar Leví Cupul Magaña		
<b>No. de Areas de Pesca de interés para la Conservación (APESCO):</b>		
1		
<b>No de Sitios Muestreados:</b>		
4		
<b>Fechas de muestreo por sitio:</b>	<b>Nombres de los censadores</b> Amílcar	<b>Coordenadas del Area de Estudio (UTM):</b>
1: 27/03/2014	1: Cupul	1:
2: 28/03/2014	2: Cupul	2:
3: 03/04/2014	3: Cupul	3:
4: 03/04/2014	4: Cupul	4:
5:	5:	5:
6:	6:	6:
<b>Fecha de llenado del formato:</b>		
04/04/2014		

## Anexo 2. Formato toma de información peces por talla en los arrecifes

	No. de transectos:	Transecto 1							Nombre del censador:
	5	Intervalo de clases de talla							Fecha:
Nombres comunes	Nombre científico	I	II	III	IV	V	VI	VII	Abundancia
Zona	Especie	01cm - 10cm	11cm - 20cm	21cm - 30cm	31cm - 40cm	41cm - 50cm	51cm - 60cm	Más de 61cm	
Pargo lunar	Lutjanus analis								0
Pargo canchik	Lutjanus apodus		1						1
	Lutjanus bucanella								0
	Lutjanus campechanus								0
Pargo cubera	Lutjanus cyanopterus								0
Pargo mulato	Lutjanus griseus								0
Wach	Lutjanus jocu								0
Pargo ojón	Lutjanus mahogoni								0
Rayado	Lutjanus synagris								0
	Lutjanus vivanus								0
Rubia	Ocyurus chrysurus								0
	Rhomboplites aurorubens								0